

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

PEDRO HENRIQUE DE GODOY FERNANDES

ANÁLISE MULTIDIMENSIONAL DOS COMPONENTES
EDÁFICO E ARBÓREO EM SISTEMAS INTEGRADOS DE
PRODUÇÃO

SÃO CARLOS -SP
2025

PEDRO HENRIQUE DE GODOY FERNANDES

Análise multidimensional dos componentes edáfico e arbóreo em
sistemas integrados de produção

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais¹.

Orientador: Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka
Coorientador: Dr. Alberto Carlos de Campos Bernardi

São Carlos-SP
2025

¹ Apoio: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

Fernandes, Pedro Henrique de Godoy

Análise multidimensional dos componentes edáfico e arbóreo em sistemas integrados de produção / Pedro Henrique de Godoy Fernandes -- 2025.
193f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos,
campus São Carlos, São Carlos
Orientador (a): Marcel Okamoto Tanaka
Banca Examinadora: Dayana Almeida, José Ricardo
Macedo Pezzopane, Laíze Aparecida Ferreira Vilela,
Vandoir Bourscheidt
Bibliografia

1. Solo. 2. Biomassa. 3. Sensoriamento remoto. I.
Fernandes, Pedro Henrique de Godoy. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Arildo Martins - CRB/8 7180



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Pedro Henrique de Godoy Fernandes, realizada em 28/03/2025.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka (UFSCar)

Prof. Dr. Alberto Carlos de Campos Bernardi
(EMBRAPA)

Prof. Dr. Vandoir Bourscheidt (UFSCar)

Profa. Dra. Laíze Aparecida Ferreira Vilela (UFSCar)

Profa. Dra. Dayana Almeida (UNESP)

Prof. Dr. José Ricardo Macedo Pezzopane
(EMBRAPA)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

Dedico esta tese a todos e todas que ainda acreditam em um mundo mais justo e consciente.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pelo apoio financeiro. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Agradeço também à Embrapa Pecuária Sudeste – CPPSE, por abrir as portas para que eu pudesse desenvolver a minha pesquisa. A todos os servidores da CPPSE, que de algum modo participaram dessa trajetória, sempre estando à disposição para me auxiliar.

Em especial, ao meu orientador Marcel Okamoto Tanaka pela orientação e pela abertura de olhares, permitindo refinar meu olhar holístico. À professora Andréa Lúcia Teixeira de Souza por ter me aceitado primeiramente como aluno de doutorado, pela colaboração na análise de dados e principalmente, por ser um ombro amigo para conversar. Agradeço imensamente a vocês dois, Marcel e Andréa, por esses seis anos juntos, vocês são como família para mim.

Ao meu coorientador Dr. Alberto Carlos de Campos Bernardi, pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste, por me auxiliar, facilitar e contribuir com o presente trabalho, com o intuito de incentivar as práticas de sistemas integrados de produção, fomentando a produção agropecuária sustentável. Ao Dr. José Ricardo Macedo Pezzopane por contribuir com as atividades de campo e dados coletados, além das boas risadas.

Aos professores André Almeida, da Universidade Federal de Sergipe e Gilson Fernandes da Silva, da Universidade Federal do Espírito Santo, por me auxiliarem e abrirem as portas para o conhecimento acerca do vasto e notável universo do sensoriamento remoto.

A todos os estagiários da Embrapa Pecuária Sudeste por me auxiliarem nas coletas de campo, em especial ao Leonardo, pelas exaustivas coletas de solo. Aos alunos de pós-graduação Henrique, Otávio e Marcus, por me auxiliarem nas mensurações arbóreas e identificações botânicas. Agradeço também a todos os alunos de graduação do Laboratório de Ecologia de

Ecosistemas Ripários da Universidade Federal de São Carlos, pelas boas conversas nos momentos de descontração.

Por fim, a toda minha família, em especial a minha mãe Sônia Maria, meu pai João Carlos e minha avó Lourdes, por sempre me apoiarem a correr atrás dos meus sonhos, independentemente de qualquer adversidade.

Agir, eis a inteligência verdadeira.
Serei o que quiser. Mas tenho que querer o que for.
O êxito está em ter êxito, e não em ter condições de êxito.
Condições de palácio tem qualquer terra larga,
mas onde estará o palácio se não o fizerem ali?
(Livro do Desassossego, Fernando Pessoa)

RESUMO

FERNANDES, P. H. G. – Análise multidimensional dos componentes edáfico e arbóreo em sistemas integrados de produção. 2025 – 193p: Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, São Carlos – 2025.

O aumento da demanda por alimentos pela população mundial fomenta o desmatamento de áreas naturais, convertendo-as em produção agropecuária, elevando as emissões de gases do efeito estufa (GEE's) e catalisando as mudanças climáticas já em curso. Portanto, modelos de produção que conciliem a produção de alimentos com a conservação ambiental necessitam ser aplicados. O presente estudo avaliou sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), integração pecuária-floresta (IPF) e restauro florestal, como estratégias de uso do solo voltadas a melhorias dos parâmetros químicos e físicos do solo, bem como a mitigação de emissões de GEE's. Avaliou-se também metodologia para monitoramento de métricas florestais por sensoriamento remoto. O primeiro capítulo avaliou os atributos físicos e químicos do solo em ILPF, IPF, restauro florestal, pasto degradado e remanescente florestal. Verificamos que os sistemas que possuem o componente arbóreo apresentaram melhora na qualidade do solo, promovendo o aumento de matéria orgânica (MO), capacidade de troca catiônica (CTC), teor de carbono (C) e redução da densidade. No segundo capítulo analisamos a estrutura florestal, o estoque de carbono no solo e acima do solo (AGB), em áreas de ILPF, IPF, restauro e remanescente florestal. Os sistemas integrados apresentaram maiores árvores e menor estratificação, enquanto o restauro e remanescente florestal apresentaram maior densidade de indivíduos, estratificação e área basal. O estoque de C da AGB foi similar entre as áreas, exceto pelo ILPF-N e ILPF-G. O remanescente florestal e IPF apresentaram os maiores estoques de carbono no solo. O estoque de C total foi semelhante entre o IPF, restauro e remanescente florestal, composto geralmente por 60% do solo e 40% da AGB. O terceiro capítulo compreendeu a validação do uso de aeronaves remotamente pilotadas (RPA) e fotogrametria aérea digital (FAD) na estimativa de métricas florestais. Os dados obtidos em campo de diâmetro à altura do peito (DAP), altura, área basal, densidade de indivíduos e AGB foram comparados com modelos tridimensionais gerados a partir de ortomosaicos e nuvem de pontos, através de modelos de regressão linear múltipla. Após a seleção dos modelos, espacializamos as variáveis de interesse para toda a área de estudo. O modelo digital de terreno representou fidedignamente a realidade topográfica da área de estudo, contribuindo para a qualidade dos modelos de regressão. O modelo preditivo de DAP apresentou menor R^2 , concomitante com menor RMSE, enquanto o de altura foi discretamente melhor. Já a área basal e densidade de indivíduos apresentaram resultados próximos. O modelo preditivo da AGB apresentou R^2 e RMSE satisfatórios para estimar a AGB e as métricas florestais. Portanto, sistemas integrados de produção contribuem para a qualidade e estoques de C do solo. Sistemas como ILPF e IPF, bem como restauro florestal, são capazes de reter quantias equivalentes de C oriundo da AGB quando comparados ao remanescente florestal, sendo ótimas estratégias para mitigação da emissão de GEE's. Por fim, verificamos que os métodos relacionados à FAD podem ser utilizados em sistemas integrados de produção, contribuindo para que os produtores rurais tenham melhor acesso às estimativas e monitoramento dos estoques de carbono.

Palavras-chave: Solo; Biomassa; Carbono; Sensoriamento Remoto; Sistemas Integrados.

ABSTRACT

The increasing global demand for food drives deforestation of natural areas, converting them into agricultural and livestock production systems, thereby increasing greenhouse gas (GHG) emissions and accelerating ongoing climate change. Therefore, production models that reconcile food production with environmental conservation need to be implemented. This study evaluated integrated crop-livestock-forestry (ICLF) and livestock-forestry (ILF) systems, as well as forest restoration, as land use strategies to improve soil chemical and physical parameters and mitigate GHG emissions. Additionally, a methodology for monitoring forest metrics through remote sensing was assessed. The first chapter evaluated the physical and chemical attributes of soil in ICLF, ILF, forest restoration, degraded pasture, and forest remnants. We observed that systems incorporating a tree component improved soil quality by increasing organic matter (OM), cation exchange capacity (CEC), carbon content (C), and reducing soil bulk density. In the second chapter, we analyzed forest structure, as well as soil and aboveground biomass (AGB) carbon stocks, in areas under ICLF, ILF, forest restoration, and forest remnants. Integrated systems exhibited larger trees with lower stratification, whereas restoration and forest remnants showed higher tree density, greater stratification, and higher basal area. AGB C stocks were similar across areas, except for ICLF-N and ICLF-G. Forest remnants and ILF systems had the highest soil carbon stocks. Total C stocks were comparable among ILF, restoration, and forest remnants, with approximately 60% stored in the soil and 40% in AGB. The third chapter involved the validation of remotely piloted aircraft (RPA) and digital aerial photogrammetry (DAP) for estimating forest metrics. Field data on diameter at breast height (DBH), tree height, basal area, tree density, and AGB were compared with three-dimensional models generated from orthomosaics and point clouds, using multiple linear regression models. After model selection, we spatialized the variables of interest across the entire study area. The digital terrain model accurately represented the area's topography, contributing to model quality. The predictive model for DBH showed the lowest R^2 along with the lowest RMSE, while the height model performed slightly better. Basal area and tree density yielded similar results. The predictive model for AGB demonstrated satisfactory R^2 and RMSE values for estimating AGB and forest metrics. Therefore, integrated production systems contribute to soil quality and C stocks. Systems such as ICLF and ILF, along with forest restoration, are capable of sequestering amounts of C from AGB comparable to those in forest remnants, making them effective strategies for GHG's emission mitigation. Lastly, we found that DAP-related methods can be applied in integrated production systems, facilitating better access to carbon stock estimates and monitoring for rural producers.

Keywords: Soil; Biomass; Carbon; Remote Sensing; Integrated Systems.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1.

Figura 1. Localização da área de estudo.	18
Figura 2. Configuração da arborização dos sistemas integrados.	20
Figura 3. Sistemas integrados de produção (ILPF e IPF) com os tipos de solo em evidência.	21
Figura 4. Imagem do ILPF-M.	22
Figura 5. Imagem do ILPF-N.	23
Figura 6. Imagem do sistema ILPF-G.	23
Figura 7. Imagem do IPF (K e L).	24
Figura 8. Área do remanescente florestal com os tipos de solo em evidência.	25
Figura 9. Imagem do remanescente florestal.	26
Figura 10. Área do pasto degradado com os tipos de solo em evidência.	27
Figura 11. Imagem do pasto degradado.	27
Figura 12. Área do restauro florestal com o tipo de solo em evidência.	28
Figura 13. Área do restauro florestal com o tipo de solo em evidência.	28
Figura 14. Imagens do restauro florestal.	29
Figura 15. Amostragem de solo deformada realizada na linha e entrelinha dos sistemas integrados.	30
Figura 16. Amostragem de solo deformada realizada no remanescente florestal, pasto degradado e restauro florestal.	31
Figura 17. Análise de Componentes Principais (ACP) dos parâmetros edáficos nas profundidades 0-20 cm (a, b) e 20-40 cm (c, d) das áreas experimentais: Integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF: triângulo para baixo, hexágono e quadrado; preto); Integração pecuária-floresta (IPF: círculo e triângulo; vermelho) e Restauro Florestal (RES: hexágono; verde). Símbolos cheios significam a alocação nas entrelinhas, enquanto símbolos vazios nas linhas dos sistemas de integração. Polígono laranja indica agrupamento na posição das linhas dos sistemas de integração, enquanto o verde indica das entrelinhas.	37
Figura 18. Análise de Componentes Principais (ACP) dos parâmetros edáficos nas profundidades 0-20 cm (a, b) e 20-40 cm (c, d) das áreas experimentais: Integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF: M e N, triângulo; G, quadrado); Integração pecuária-floresta (IPF: K e L, círculo); Remanescente florestal (FOR, triângulo esquerdo); Pasto degradado (PAS, triângulo direito); Restauro florestal (RES, losango).	40

Capítulo 2.

Figura 1. Localização da área de estudo.	82
Figura 2. Configuração da arborização dos sistemas integrados.	83
Figura 3. Sistemas integrados de produção (ILPF e IPF) com os tipos de solo em evidência.	85
Figura 4. Imagem do ILPF-M.	86
Figura 5. Imagem do ILPF-N.	86
Figura 6. Imagem do ILPF-G.	87
Figura 7. Imagem do IPF (K e L).	88
Figura 8. Área do restauro florestal com o tipo de solo em evidência.	88
Figura 9. Imagem do restauro florestal.	89
Figura 10. Área do remanescente florestal com os tipos de solo em evidência.	90
Figura 11. Imagem do remanescente florestal.	91
Figura 12. Amostragem de solo deformada realizada na linha e entrelinha dos sistemas integrados.	92
Figura 13. Amostragem de solo deformada realizada no remanescente florestal, pasto degradado e restauro florestal.	93
Figura 14. Análise de Componentes Principais (ACP) dos parâmetros da estrutura florestal das áreas estudadas, integração pasto-floresta (IPF), integração lavoura pasto-floresta (ILPF), restauro (RES) e remanescente florestal (FOR). Os polígonos conectam as parcelas de cada área em cada tratamento.	101
Figura 15. Valores médios (+ Erro Padrão) do total de AGB, carbono da AGB, estoque de carbono corrigido do solo e carbono total das áreas estudadas, integração pasto-floresta (IPF), integração lavoura pasto-floresta (ILPF), restauro (RES) e remanescente florestal (FOR).	103
Figura 16. Contribuição do carbono oriundo do solo e AGB para o estoque total em diferentes sistemas de produção e usos do solo: integração pasto-floresta (IPF), integração lavoura pasto-floresta (ILPF), restauro (RES) e remanescente florestal (FOR).	105

Capítulo 3.

Figura 1. Localização da área de estudo.	138
Figura 2. Configuração da arborização dos sistemas integrados.	140
Figura 3. Sistemas integrados de produção (ILPF e IPF) com os tipos de solo em evidência.	141
Figura 4. Imagem do ILPF-M.	142
Figura 5. Imagem do ILPF-N.	143
Figura 6. Imagem do ILPF-G.	143
Figura 7. Imagem do IPF (K e L).	144

Figura 8. Localização das parcelas em cada sistema analisado.	145
Figura 9. Fluxo de trabalho.	146
Figura 10. Alvo para levantamento das coordenadas geográficas.	153
Figura 11. RPA utilizado na aquisição das imagens de alta resolução da área de estudo.	153
Figura 12. (a) Ortomosaico da área de estudo com os respectivos GCP's e checkpoints em evidência; (b) da área de estudo e seus respectivos pontos de validação amostrados; (c) gráfico de validação do DTM; (d) gráficos da validação das alturas dominantes.....	164
Figura 13. (a) Visão 2D da nuvem de pontos densa da área de estudo; (b) Visão 3D da nuvem de pontos densa da área de estudo.	165
Figura 14. (a-j) Imagens aéreas das parcelas demonstrativas dos sistemas e suas respectivas nuvem de pontos da área de estudo. (a-b) IPF-K; (c-d) IPF-L; (e-f) ILPF-M; (g-h) ILPF-N; (i-j) ILPF-G, respectivamente.....	166
Figura 15. Gráficos de regressão entre os valores observados e estimados das variáveis florestais por parcela, paralelo ao histograma de distribuição do RMSE obtidos na validação cruzada. (a-b) Dap médio (cm); (c-d) Altura média (m); (e-f) Área basal (m ² /ha); (g-h) Densidade de indivíduos (árvores/ha); (i-j) Biomassa (ton/ha).....	170
Figura 16. Espacialização das variáveis estimadas para toda a área de estudo. (a) DAP médio (cm); (b) Altura média (m); (c) Área basal (m ² ha ⁻¹); (d) Densidade (árvores ha ⁻¹); (e) AGB (Mg ha ⁻¹); (f) Ortomosaico da área de estudos com os sistemas ILPF e IPF em evidência.....	173

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1.

Tabela 1. Peso dos contrastes não-ortogonais atribuídos aos grupos comparados nas hipóteses definidas.....	35
Tabela 2. Resultados dos contrastes não-ortogonais das hipóteses H1 a H7 nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm.	38
Tabela 3. Resultados dos constrastes não-ortogonais das hipóteses H8 à H12 nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm.	42

Capítulo 2.

Tabela 1. Peso dos contrastes não-ortogonais atribuídos aos grupos comparados nas hipóteses definidas.....	100
Tabela 2. Resultados da ANOVA simples comparando o carbono da AGB (C-AGB) do solo (C-Solo) e total (C-Total) entre sistemas e usos do solo ($gl = 6, 37$), e dos contrastes não-ortogonais comparando as diferentes hipóteses.	102

Capítulo 3.

Tabela 1. Equações alométricas utilizadas para calcular a biomassa de cada indivíduo arbóreo.....	151
Tabela 2. Parâmetros de voo.....	154
Tabela 3. Etapas do processamento das imagens no software Pix4D.	155
Tabela 4. Métricas extraídas da nuvem de pontos com o software FUSION/LDV 4.61 e suas respectivas descrições.....	158
Tabela 5. Erros de mensuração calculados após remensuração de 45 indivíduos pertencentes a 15 parcelas nos sistemas ILPF e IPF. Erro total (RMSD); Erro sistemático (BIAS) e erro aleatório (SD), em valores absolutos e relativos (entre parênteses).	161
Tabela 6. Estatísticas básicas amostradas em campo a nível de parcela ($n = 30$).	161
Tabela 7. Incertezas associadas à estimativa da AGB em campo ao nível de parcela.	162
Tabela 8. Estatísticas resumidas dos modelos selecionados para estimar DAP médio, altura média, área basal, densidade de indivíduos e AGB.	169
Tabela 9. Média das variáveis amostradas em campo nas seis parcelas pertencentes a cada sistema.	174

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
Referências Bibliográficas.....	6
CAPÍTULO 1 - Sistemas integrados de produção e restauro florestal alteram propriedades edáficas em áreas previamente utilizadas como pastagem	13
1.1 Introdução.....	14
1.2 Material e métodos	17
1.2.1 Caracterização da área de estudo	17
1.2.1.1 Sistemas integrados.....	19
1.2.1.2 Remanescente florestal	24
1.2.1.3 Pasto degradado	26
1.2.1.4 Restauro florestal	27
1.2.2 Desenho amostral	29
1.2.3 Amostragem e caracterização físico-química de solo	29
1.2.4 Análises estatísticas.....	32
1.3 Resultados.....	36
1.3.1 Sistemas integrados	36
1.3.2 Sistemas integrados e usos do solo	39
1.4 Discussão	42
1.5 Conclusão	51
1.6 Referências Bibliográficas.....	53
ANEXO I.....	61
ANEXO II	63
ANEXO III	64
ANEXO IV	66
ANEXO V	72
ANEXO VI.....	75
ANEXO VII.....	76
CAPÍTULO 2 - Sistemas integrados de produção e restauro florestal como estratégias de estoque de carbono equivalentes a um remanescente florestal	77
2.1 Introdução.....	78
2.2 Material e métodos	81
2.2.1 Caracterização da área de estudo	81
2.2.1.1 Sistemas integrados.....	82

2.2.1.2	Restauração florestal (RES)	88
2.2.1.3	Remanescente florestal (FOR).....	89
2.2.2	Desenho amostral	91
2.2.3	Amostragem de solo.....	91
2.2.4	Amostragem da vegetação	94
2.2.5	Estimativas de carbono.....	95
2.2.5.1	Estrutura florestal.....	95
2.2.5.2	Biomassa acima do solo (<i>Aboveground Biomass</i> - AGB)	96
2.2.5.3	Carbono da biomassa	97
2.2.5.4	Estoque de carbono no solo	97
2.2.5.5	Cálculo de carbono total	98
2.2.6	Análises estatísticas	98
2.3	Resultados.....	101
2.4	Discussão	105
2.5	Conclusão	113
2.6	Referências Bibliográficas.....	115
ANEXO I.....		127
ANEXO II		129
ANEXO III.....		130
ANEXO IV.....		132
CAPÍTULO 3 - Fotogrametria aérea digital aplicada a estimativa de métricas florestais em sistemas integrados de produção compostos por espécies arbóreas nativas		133
3.1	Introdução.....	134
3.2	Material e métodos	137
3.2.1	Caracterização da área de estudo	137
3.2.1.1	Sistemas integrados.....	139
3.2.2	Desenho amostral	144
3.2.3	Fluxo de trabalho.....	145
3.2.3.1	Coleta de dados do inventário florestal.....	147
3.2.3.2	Fotogrametria Aérea Digital (FAD)	152
3.2.3.3	Métricas da FAD, e aplicação do modelo	157
3.3	Resultados.....	160
3.4	Discussão	174

3.5 Conclusão	181
3.6 Referências Bibliográficas.....	182
ANEXO I.....	189
ANEXO II	191
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	192

INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil é um dos maiores produtores agropecuários mundiais (Tritsch & Le Tourneau, 2016; Schneider; Marques; Peres, 2021), sendo protagonista nas exportações para países como China, União Européia, Estados Unidos, Indonésia e Vietnã, gerando cerca de 88 bilhões de dólares no ano de 2024 (CNA, 2024). Esse papel desempenhado pelo Brasil vem de encontro ao aumento da demanda mundial por alimentos. Mas, o aumento da produção ocorre principalmente pela expansão da fronteira agrícola, convertendo extensas áreas de florestas nativas em áreas de pastagem e produção agrícola (Tritsch & Le Tourneau, 2016; Schneider; Marques; Peres, 2021).

A conversão de áreas naturais para produção agropecuária gera cerca de 25% das emissões de gases do efeito estufa (GEE's) no mundo (Ritchie; Rosado; Roser, 2022; Álvarez et al., 2024), catalisando as mudanças climáticas atualmente em curso (IPCC, 2018). Além disso, estima-se que as áreas agrícolas mundiais contribuam com cerca de 78% da poluição de cursos d'água, sendo que 30% destas áreas sofrem com algum tipo de degradação edáfica, como erosão e salinidade (FAO, 2021). No Brasil, o setor agropecuário foi responsável por cerca de 30% das emissões de GEE's do país em 2023, dos quais 80% oriundo da pecuária (SEEG, 2024). Visto isso, é necessário conciliar a produção de alimentos com a conservação ambiental, visando a manutenção de serviços ecossistêmicos (Yoon, 2021).

Com o intuito de promover uma agricultura sustentável, manejos que priorizem a proteção dos recursos naturais e o sequestro de carbono vêm sendo cada vez mais utilizados (Álvarez et al., 2024). Portanto, os sistemas integrados de produção agropecuária vêm se tornando uma ótima opção, apresentando expansão

significativa dessas práticas de 2005 até 2023 (SEEG, 2024), pois aumentam a complexidade dos sistemas de cultivo, onde produções agrícolas, pecuárias e florestais são desenvolvidas em consórcio, assemelhando-se aos ecossistemas naturais (Grosso et al., 2015; Costa et al., 2018; Pezzopane et al., 2017). Os sistemas integrados de produção podem ser subdivididos em quatro tipos, como integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), lavoura-pecuária (ILP), lavoura-floresta (ILF) e pecuária-floresta (IPF) (Bieluczyk et al., 2020).

Os sistemas integrados de produção são capazes de capturar emissões de GEEs, principalmente quando consorciados com árvores, pois removem o carbono da atmosfera estocando-o tanto no solo quanto na biomassa arbórea (Salton et al., 2014; Carvalho et al., 2014). O solo e a biomassa arbórea são os dois estoques de carbono mais relevantes em ecossistemas terrestres naturais (Schmidt et al., 2011; Santoiemma, 2018). A matéria orgânica do solo contém de quatro a seis vezes mais carbono do que toda a vegetação global, desempenhando um papel essencial no balanço de carbono (Weil & Brady, 2017). Em 2023, 47% (132,5 MtCO₂e) da remoção de GEE's emitidos pelos solos agrícolas no Brasil foram atribuídas às pastagens de alto vigor, seguido pelos sistemas integrados, como ILPF, contribuindo com 41% (115,5 MtCO₂e) das remoções (SEEG, 2024).

Cerca de 92% do reservatório de carbono da vegetação terrestre está alocada nas florestas, armazenando até 80% de toda biomassa da Terra (Reichstein & Carvalhais, 2019; Bispo et al., 2020; Zeng et al., 2022). Consequentemente, as florestas tropicais têm grande importância para o sequestro de carbono, especialmente quando em regeneração (Pan et al., 2011; Chazdon et al., 2016), pois possuem capacidade de armazenar em sua biomassa altos teores de carbono durante o processo sucessional (Chazdon et al., 2007; Chazdon et al., 2016). Por exemplo, as remoções

de gases do efeito estufa oriundas da alteração de uso da terra no Brasil em 2023 foram promovidas principalmente por áreas protegidas e vegetação secundária, correspondendo a 60% (386 MtCO_{2e}) e 39% (254 MtCO_{2e}), respectivamente (SEEG, 2024).

A quantificação do estoque do carbono do solo é feita a partir da coleta de amostras deformadas e indeformadas do solo. A amostragem deformada é necessária para a quantificação do teor de carbono total em cada camada de solo analisada, realizada em analisador elementar pelo método da combustão. Já a amostragem indeformada, é realizada pelo método do cilindro volumétrico, afim de se obter a densidade do solo em cada camada de solo analisada (Teixeira et al., 2017). Com teor de carbono e densidade do solo de cada camada analisada de solo, procede-se então o cálculo do estoque (Veldkamp, 1994). Mas, para fins de comparação entre áreas com diversos usos do solo, é necessário que os cálculos de estoque de carbono do solo devam ser corrigidos tendo como base massas equivalentes de solo, portanto, é necessário utilizar a densidade do solo de área de referência, como remanescente florestal, por exemplo (Sisti et al., 2004).

O método de quantificação da biomassa acima do solo (AGB) é realizado através do inventário florestal (Soares; Neto; Souza, 2011). É responsável pelo levantamento de métricas florestais como diâmetro altura do peito (DAP – 1,30 m do solo) e altura dos indivíduos arbóreos referentes a cada parcela, bem como a identificação de cada espécie. Com o DAP, altura e densidade da madeira, procede-se o cálculo da biomassa seca de cada indivíduo arbóreo através de equação alométrica (Chave et al., 2005; Chave et al., 2014). Mas, o inventário florestal tradicional é dispendioso e demanda tempo, principalmente devido às campanhas de campo e logística (Chave et al. 2014; Tang & Shao 2015; Almeida et al., 2020). Visto isso, a

utilização do sensoriamento remoto na estimativa de métricas florestais vem de encontro com a necessidade de desonerar os inventários florestais, bem como a redução de tempo despendido, além de ser uma das principais diretrizes indicadas pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) (IPCC, 2006; Houghton; Hall; Goetz, 2009; White et al., 2016; Almeida et al., 2025).

A capacidade de estimar métricas florestais em diversos ecossistemas através de sensoriamento remoto, se deve principalmente pela disponibilidade de sensores ativos como o *Light Detection and Ranging* (LiDAR), possibilitando a geração de produtos tridimensionais (3D) (Goodbody; Coops; White, 2019; Almeida et al., 2025). Sensores ativos possuem sua própria energia, portanto não dependem de luz natural, sendo capazes de penetrar obstáculos como nuvens e dossel da vegetação (Almeida et al., 2025). Mas, ainda é considerado de alto custo (Goodbody; Coops; White, 2019; Almeida et al., 2020; Almeida et al., 2025). Visto isso, a utilização de sensores passivos como câmeras RGB e multiespectrais surgem como ferramenta para redução dos custos (Goodbody; Coops; White, 2019; Almeida et al., 2020; Almeida et al., 2025). Esses sensores são capazes de detectar a luz solar refletida e a radiação emitida pela superfície terrestre, compreendendo uma ampla variedade de ondas no espectro eletromagnético (Almeida et al., 2025).

Aliado ao avanço tecnológico e barateamento das aeronaves remotamente tripuladas (RPA), a fotogrametria aérea digital (FAD), a qual utiliza sensores passivos embarcados para geração de produtos 3D, vem mostrando ótimos resultados na estimativa de AGB e outras métricas florestais em diferentes ecossistemas (Kachamba et al., 2017; Goodbody; Coops; White, 2019; Cao et al., 2019; Almeida et al., 2020; Almeida et al., 2021; D'Oliveira et al., 2021; Basyuni et al., 2023; Basyuni et al., 2025; Almeida et al., 2025), sendo muitas vezes próximos ao daqueles fornecidos pelo

LiDAR (White et al., 2016; Goodbody; Coops; White, 2019; Almeida et al., 2021; D'Oliveira et al., 2021). A FAD possibilita a construção de ortofotos, modelos digitais de elevação e modelos 3D através de algoritmos de correspondência de imagens sobrepostas, que utilizam parâmetros de posição e orientação coletados durante o voo da RAP (Turner; Lucieer; Watson, 2012; Westoby et al., 2012; Ota et al., 2015; Goodbody; Coops; White, 2019; Eltner & Sofia, 2020).

A FAD possui limitações devido a sua capacidade de somente reconstituir a copa dos indivíduos arbóreos, sendo impossível a penetração do dossel (Cao et al., 2019; Almeida et al., 2020; Almeida et al., 2021; D'Oliveira et al., 2021, Fu et al. 2021). Portanto, necessita de áreas com vegetação fragmentada onde se é possível observar o solo, para que a construção do modelo digital de terreno (MDT) seja acurada, representando a realidade topográfica da área de estudo (White et al., 2016; Kachamba et al., 2016; Mohan et al., 2017; Gil-Docampo et al., 2019; Almeida et al., 2020; Almeida et al., 2021). A geração de um MDT confiável a partir da FAD está intimamente ligada a acurácia na capacidade de estimar métricas florestais, portanto, não é indicada para áreas com vegetação densa (Kachamba et al., 2016; Iglhaut et al., 2019; D'Oliveira et al., 2021).

Visto isso, as áreas de sistemas integrados de produção como integração-lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e integração-pecuária-floresta (IPF) são candidatos a obterem bons resultados de estimativas de AGB e outras métricas florestais. As linhas de plantio de árvores são implantadas em renques separadas por espécies forrageiras, apresentando baixa densidade de árvores por hectare, cobrindo pequena área do sistema de integração (Tonini; Magalhães; Neto, 2019). As informações acerca da estrutura florestal adquiridas via FAD, principalmente após a espacialização das métricas onde não houve mensuração, podem auxiliar na tomada de decisão acerca

dos manejos a serem aplicados e no monitoramento daqueles já realizados nos povoamentos florestais em sistemas integrados de produção (Guerra-Hernández et al., 2018). São importantes para o planejamento silvicultural, bem como avaliação dos serviços ambientais prestados por esses povoamentos, como estoque de carbono da biomassa para mitigação na emissão de gases do efeito estufa (Spriggs et al., 2017; Ye; Van Leeuwen; Nyktas, 2019; Cao et al., 2019).

Neste estudo, avaliamos como diferentes sistemas integrados de produção – especificamente ILPF e IPF, influenciam a qualidade do solo e os processos de sequestro e armazenamento de carbono acima e abaixo do solo. No capítulo 1, avaliamos as características edáficas físicas e químicas de sistemas integrados sob diferentes manejos, bem como restauro florestal, em comparação com pasto degradado e remanescente florestal. No capítulo 2, estimamos o conteúdo de carbono estocado na biomassa acima do solo e no solo em diferentes sistemas integrados de produção, restauração florestal e remanescente florestal. Finalmente, no capítulo 3, avaliamos se seria possível estimar a biomassa acima do solo e métricas florestais em áreas de ILPF e IPF a partir de FAD e processamento a partir de software livre, para determinar a viabilidade desta metodologia para os produtores rurais.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, A. et al. Estimating Structure and Biomass of a Secondary Atlantic Forest in Brazil Using Fourier Transforms of Vertical Profiles Derived from UAV Photogrammetry Point Clouds. **Remote Sensing**, v. 12, n. 21, p. 1-25, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12213560>

ALMEIDA, A. et al. Individual Tree Detection and Qualitative Inventory of a Eucalyptus sp. Stand Using UAV Photogrammetry Data. **Remote Sensing**, v. 13, n. 18, p. 1-21, 2021. <https://doi.org/10.3390/rs13183655>

ALMEIDA, D. R. A. et al. Remote sensing approaches to monitor tropical forest restoration: Current methods and future possibilities. **Journal of Applied Ecology**, v. 62, n. 2, p. 188-206, 2025. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14830>

ÁLVAREZ, E. R.; CASTIBLANCO, J. S.; MONTOYA, M. M. Sustainable intensification of palm oil production through cattle integration: a review. **Agroecology and Sustainable Food Systems**, v. 48, n. 3, p. 313-331, 2024. <https://doi.org/10.1080/21683565.2023.2299012>

BASYUNI, M. et al. Aboveground biomass and carbon stock estimation using UAV photogrammetry in Indonesian mangroves and other competing land uses. **Ecological Informatics**, v. 77, p. 1-11, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102227>

BASYUNI, M. et al. Mangrove aboveground biomass estimation using UAV imagery and a constructed height model in Budeng–Perancak, Bali, Indonesia. **Ecological Informatics**, v. 86, p. 1-12, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2025.103037>

BIELUCZYK, W. et al. Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. **Geoderma** v. 371, p. 1-14, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368>.

BISPO, P. C. et al. Woody aboveground biomass mapping of the Brazilian Savanna with a multi-sensor and machine learning approach. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 1-22, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172685>

CAO, L. et al. Comparison of UAV LiDAR and Digital Aerial Photogrammetry Point Clouds for Estimating Forest Structural Attributes in Subtropical Planted Forests. **Forests**, v. 10, n. 2, p. 1-26, 2019. <https://doi.org/10.3390/f10020145>

CARVALHO, P. C. F. et al. Definições e terminologias para Sistema Integrado de Produção Agropecuária. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 5, p.1040-1046, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500020>

CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n.10, p. 3177-3190, 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>

CHAVE, J. et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, p. 87-99, 2005. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in three communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 362, n. 1478, p.273-289, 2007. <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1990>

CHAZDON, R. L. et al. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. **Ambio**, v. 45, p. 538-550, 2016. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y>

CNA – CONFEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO BRASIL. **Balço 2024 – Perspectivas 2025**. CNA/SENAR/ICNA: Brasília. 2024. Acesso em: 02 fev. 2024. Disponível em: <<https://cnabrasil.org.br/paginas-especiais/coletiva-de-imprensa-balanco-2024-e-perspectivas-2025>>

COSTA, M. P. et al. A socio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestockforestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 1460–1471, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.063>.

D’OLIVEIRA, M. V. N. et al. Impacts of selective logging on Amazon forest canopy structure and biomass with a LiDAR and photogrammetric survey sequence. **Forest Ecology and Management**, v. 500, p. 1-12, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119648>

ELTNER, A. & SOFIA, G. Structure from motion photogrammetric technique. **Developments in Earth Surface Processes**, v. 23, p. 1-24, 2020. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64177-9.00001-1>

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura - Sistemas al límite**. 1. ed. Roma: FAO, 2021. <https://doi.org/10.4060/cb7654es>

FU, X. et al. Assessment of approaches for monitoring forest structure dynamics using bi-temporal digital aerial photogrammetry point clouds. **Remote**

Sensing of Environment, v. 225, p. 1-15, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112300>

GIL-DOCAMPO, M. L. et al. Above-ground biomass estimation of arable crops using UAV-based SfM photogrammetry. **Geocarto International**, v. 35, v. 7, p. 1-25, 2019. <https://doi.org/10.1080/10106049.2018.1552322>

GOODBODY, T. R. H.; COOPS, N. C.; WHITE, J. C. Digital Aerial Photogrammetry for Updating Area-Based Forest Inventories: A Review of Opportunities, Challenges, and Future Directions. **Remote Sensing**, v. 5, p. 55-75, 2019. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00087-2>

GROPPO, J. D. et al. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**, v. 12, p. 4765-4780, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4765-2015>

GUERRA-HERNÁNDEZ, J. et al. Comparison of ALS- and UAV(SfM)-derived high-density point clouds for individual tree detection in Eucalyptus plantations. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 15-16, p. 1-26, 2018. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1486519>

HOUGHTON, R. A.; HALL, F.; GOETZ, S. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 114, n. G2, p. 1-13, 2009. <https://doi.org/10.1029/2009JG000935>

IGLHAUT, J. Structure from Motion Photogrammetry in Forestry: a Review. **Current Forestry Reports**, v. 5, p. 155-168, 2019. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00094-3>

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Global Warming of 1.5°C: Summary for Policymakers**. Switzerland: IPCC, 2018.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. v. 4. Japan: IPCC, 2006.

KACHAMBA, D. J. et al. Biomass Estimation Using 3D Data from Unmanned Aerial Vehicle Imagery in a Tropical Woodland. **Remote Sensing**, v. 8, n. 11, p. 1-18, 2016. <https://doi.org/10.3390/rs8110968>

KACHAMBA, D. J. et al. Influence of Plot Size on Efficiency of Biomass Estimates in Inventories of Dry Tropical Forests Assisted by Photogrammetric Data from an Unmanned Aircraft System. **Remote Sensing**, v. 9, n. 6, p. 1-15, 2017. <https://doi.org/10.3390/rs9060610>

MOHAN, M. et al. Individual Tree Detection from Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Derived Canopy Height Model in an Open Canopy Mixed Conifer Forest. **Forests**, v. 8, n. 9, p. 1-17, 2017. <https://doi.org/10.3390/f8090340>

OTA, T. et al. Aboveground Biomass Estimation Using Structure from Motion Approach with Aerial Photographs in a Seasonal Tropical Forest. **Forests**, v. 6, n. 11, p. 3882-3898, 2015. <https://doi.org/10.3390/f6113882>

PAN, Y. et al. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988-993, 2011. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>

PEZZOPANE, J. R. M. et al. Forage productivity and nutritive value during pasture renovation in integrated systems. **Agroforestry Systems**, v. 93, p. 39-49, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0149-7>

REICHSTEIN, M. & CARVALHAIS, N. Aspects of Forest Biomass in the Earth System: Its Role and Major Unknowns. **Surveys in Geophysics**, v. 40, p. 693-707, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09551-x>

RITCHIE, J.; ROSADO, P.; ROSER, M. Our World in data. **Environmental Impacts of Food Production**, 2022. Disponível em: <https://ourworldindata.org/environmental-impacts-of-food>. Acesso em: 10 jul 2023.

SALTON, J. C. et al. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 70-79, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.023>

SANTOIEMMA, G. Recent methodologies for studying the soil organic matter. **Applied Soil Ecology**, v. 123, p. 546-550, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.09.011>

SCHMIDT, M. W. I. et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v. 478, p. 49-56, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10386>

SCHNEIDER, M.; MARQUES, A. A. B.; PERES, C. A. Brazil's Next Deforestation Frontiers. **Tropical Conservation Science**, v. 14, p. 1–9, 2021. <https://doi.org/10.1177/19400829211020472>

SEEG - Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases Efeito Estufa **Análise das emissões de gases do efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil 1970-2023**. Brasil: Observatório do Clima, 2024. 49 p. Disponível em: https://oc.eco.br/wpcontent/uploads/2024/11/FINAL_SEEG_emissoes_2024_v7.pdf
Acesso em: 11 out. 2024.

SISTI, C. P. J. et al. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 76, p. 39-58, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.08.007>

SOARES, C. P. B.; NETO, F. P.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e Inventário Florestal**. 2 ed. Viçosa: Editora Viçosa, 2011.

SPRIGGS, R. A. et al. An Alternative Approach to Using LiDAR Remote Sensing Data to Predict Stem Diameter Distributions across a Temperate Forest Landscape. **Remote Sensing**, v. 9, n. 9, p. 1-18, 2017. <https://doi.org/10.3390/rs9090944>

TANG, L. & SHAO, G. Drone remote sensing for forestry research and practices. **Journal of Forestry Research**, v. 26, p. 791-797, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11676-015-0088-y>

TEIXEIRA, et al. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017. 574 p. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>

TONINI, H.; MAGALHÃES, C. A. S.; NETO, A. L. F. Technical thinning age of eucalyptus trees grown in crop-forest integration systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, p. 1-9, 2019. <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2019.v54.00648>

TRITSCH, I. & LE TOURNEAU, F. M. 2016. Population densities and deforestation in the Brazilian Amazon: new insights on the current human settlement

patterns. **Applied Geography**, v. 76, p. 163–172, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.09.022>.

TURNER, D.; LUCIEER, A.; WATSON, C. An automated technique for generating georectified mosaics from ultra-high resolution Unmanned Aerial Vehicle (UAV) imagery, based on Structure from Motion (SfM) point clouds. **Remote Sensing**, v. 4, n. 5, p. 1392–1410, 2012. <https://doi.org/10.3390/rs4051392>

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p.175-180, 1994. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010025x>

WEIL, R. R.; BRADY, N. C. **The Nature and Properties of Soils**. 15 ed. London: Pearson Education Limited, 2017.

WESTOBY, M. J. et al. “Structure-from-Motion” photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. **Geomorphology**, v. 179, p. 300–314, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.021>

WHITE, J. C. et al. Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 42, n. 5, p. 619 - 641, 2016. <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1207484>

YE, N.; VAN LEEUWEN, L.; NYKTAS, P. Analysing the potential of UAV point cloud as input in quantitative structure modelling for assessment of woody biomass of single trees. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 81, p. 47 – 57, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.05.010>

YOON, J. et al. A coupled human–natural system analysis of freshwater security under climate and population change. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 4, p. 1-12, 2021. <https://doi.org/10.1073/pnas.202043111>

ZENG, Q. et al. May Temperature Drives Cambial Resumption in the Boreal Black Spruce. **Forests**, v. 13, n. 12, p. 1-14, 2022. <https://doi.org/10.3390/f13122168>

CAPÍTULO 1

Sistemas integrados de produção e restauro florestal alteram propriedades edáficas em áreas previamente utilizadas como pastagem

Resumo

Sistemas integrados de produção agropecuária têm como objetivo a promoção sustentável, assemelhando-se a ecossistemas naturais ao desenvolver atividades agrícolas, pecuárias e florestais em uma mesma área. A adoção destes sistemas, juntamente com a restauração florestal e conservação dos remanescentes florestais, contribuem para a proteção contra a degradação edáfica, redução da emissão dos gases do efeito estufa e aumento do sequestro de carbono. Neste estudo avaliamos se diferenças entre sistemas integrados de produção e restauro florestal contribuem para a recuperação das propriedades edáficas em áreas que eram usadas como pastagens sem manejo. Foram aferidos aspectos físicos e químicos dos solos para diferenciação entre três áreas com sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), duas áreas com integração pecuária-floresta (IPF), restauro florestal, pasto degradado e remanescente florestal. Amostras deformadas foram coletadas para determinação da granulometria e das variáveis químicas, enquanto amostras indeformadas foram realizadas para a determinação da densidade aparente, nas profundidades de 0-20 e 20-40cm. No ILPF e IPF foram amostradas também a linha de árvores e as entrelinhas, mas somente as últimas foram usadas para se comparar os diferentes usos do solo. A relação entre as variáveis do solo e as áreas estudadas foram analisadas através da Análise de Componentes Principais (ACP), enquanto as diferenças foram avaliadas através de Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), seguido de análise univariada para cada variável do solo, utilizando modelo de Análise de Variância (ANOVA) com contrastes não-ortogonais. A adição do componente arbóreo em pastagens melhorou os atributos químicos e físicos do solo, em comparação com pastagens compostas apenas por forrageiras. As linhas de plantio arbóreo nos sistemas integrados se assemelham ao restauro florestal, mas diferem devido aos menores teores de matéria orgânica (MO). As amostragens nas entrelinhas indicaram que não houve diferenças entre áreas dentro do mesmo sistema (ILPF e IPF), mas o IPF apresentou maiores teores de MO, capacidade de troca catiônica (CTC) e nitrogênio (N) que o ILPF. A adição de feijão guandu no ILPF resultou em maior relação carbono-nitrogênio (C:N) na camada mais profunda quando comparado com o IPF, e maior pH quando comparado com áreas de ILPF com outras espécies de forrageiras. O pasto degradado apresentou maiores valores de MO e C:N em relação aos sistemas integrados. Maiores valores de MO foram observados no restauro florestal, quando comparado com o ILPF e IPF, mas menores de CTC e C:N em relação ao pasto degradado. Por fim, quando comparado com o ILPF, IPF e restauro florestal, o remanescente florestal apresentou maiores teores de MO, CTC, potássio, nitrogênio e carbono, enquanto menor de pH, fósforo, cálcio, magnésio, C:N e densidade do solo. Portanto, a adoção de sistemas integrados de produção que incluem o componente arbóreo, assim como a restauração florestal, promovem a melhora dos parâmetros químicos e físicos do solo, quando comparados com pastagens que possuem práticas de criação extensiva, contribuindo para uso mais sustentável.

Palavras-chave: Solo; Físico; Químico; ILPF; IPF.

1.1 Introdução

A diminuição da cobertura florestal vem ocorrendo principalmente pela expansão da fronteira agropecuária, fomentado pelo aumento da demanda mundial por alimentos. Nesse contexto, o Brasil se tornou um dos maiores produtores agropecuários, devido à conversão de extensas áreas de florestas nativas em áreas de pastagem e produção agrícola (Tritsch & Le Tourneau, 2016; Schneider; Marques; Peres, 2021).

Atualmente, estima-se que as áreas agrícolas mundiais contribuem com cerca de 78% da poluição de cursos d'água, sendo que 30% destas áreas sofrem com algum tipo de degradação edáfica, como erosão e salinidade (FAO, 2021). Portanto, a demanda por alimentos, água e energia resultante do crescimento da população humana, necessita conciliar a conservação ambiental para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Yoon, 2021).

Cerca de 180 milhões de hectares no Brasil são utilizados como pastagens, em que mais da metade já demonstram algum estágio de degradação (Santos et al., 2022a). Devido ao manejo inadequado, a degradação do solo eleva a susceptibilidade à erosão e esgotamento de matéria orgânica, promovendo o aumento da densidade aparente do solo (Bieluczyk et al., 2023a; Silva et al., 2022; Rocha et al., 2023; Weil & Brady, 2017).

A fim de se evitar a degradação edáfica, a manutenção da saúde do solo é imprescindível, ou seja, manter a capacidade do solo em funcionar como um ecossistema vivo que sustenta plantas, animais e humanos, gerida por suas qualidades quanto aos aspectos físico, químico e biológico (Lehmann et al., 2020). O solo ainda desempenha um papel importante em estratégias para mitigação da mudança

climática, pois possui o potencial de estocar carbono, reduzindo a concentração atmosférica de dióxido de carbono (CO₂) (Griscom, 2017).

Portanto, estratégias de manejo de áreas cultivadas priorizando a proteção dos recursos naturais vêm sendo cada vez mais utilizadas (Álvarez et al., 2024). Com o objetivo de promover uma agricultura sustentável, sistemas integrados de produção agropecuária são uma estratégia que tem se mostrado viável, assemelhando-se aos ecossistemas naturais e aumentando a complexidade dos sistemas de cultivo, onde produções agrícolas, pecuárias e florestais são desenvolvidas na mesma área (Grosso et al., 2015; Costa et al., 2018; Pezzopane et al., 2017).

Os sistemas integrados de produção agropecuária podem ser subdivididos em quatro tipos: integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), lavoura-pecuária (ILP), lavoura-floresta (ILF) e pecuária-floresta (IPF). Pela adição do componente arbóreo espera-se melhoria dos parâmetros químicos relacionados à fertilidade do solo devido ao aporte de matéria orgânica (Avendaño-Yáñez et al., 2017; Wang et al., 2019; Vasquez et al. 2020; Damian et al., 2021; Bettiol et al., 2023) e desenvolvimento da rizosfera (Nakayama; Tateno, 2021). Além disso, parâmetros físicos como macroporosidade, microporosidade e densidade do solo também tendem a melhorar, devido à maior robustez das raízes dos indivíduos arbóreos quando comparado com forrageiras (Valani et al., 2022; Santos et al., 2022b; Bieluczyk et al., 2023a).

É esperado que a adição do componente agrícola em sistemas integrados também aumente os teores de fertilidade e reduza a densidade aparente do solo nas camadas mais superficiais. Após o cultivo de soja em sistema integrado em área previamente ocupada por pastagem convencional, observou-se a redução da microporosidade, bem como da densidade aparente, enquanto houve aumento da macroporosidade, principalmente na camada superficial, até 20 cm. (Bonetti et al.,

2019). Após a conversão em ILP, Damian et al. (2021) relataram aumento dos teores de fósforo, cálcio e capacidade de troca catiônica quando comparado com pastagem convencional. Promovem ainda maior aporte de matéria orgânica lábil (Bieluczyk et al 2020) e maior ciclagem de nutrientes (Dias et al., 2020).

Diferentes espécies de forrageiras possuem características distintas que influenciam a ciclagem de nutrientes, como volume de matéria seca e relação C:N. Estudando espécies forrageiras para composição de sistemas ILPF, Dias et al. (2021) observaram que a braquiária (*Brachiaria decumbens* cv. Brasilik) promoveu maior volume de matéria seca quando comparada com estilosantes (*Estilosante* cv. campo grande) e amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* cv. Amarillo). Analisando diferentes espécies de forrageiras, Costa et al. (2015) observaram que o sorgo forrageiro (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) apresentou maior volume de matéria seca e relação C:N, seguido do milheto (*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br.) e capim xaraés (*Urochloa Brizantha* cv. Xaraés), com decomposição da biomassa mais lenta para as espécies com maior relação C:N, possuindo aspecto menos lábil.

Além de manejos agropecuários sustentáveis, a restauração florestal de áreas agrícolas degradadas contribui para o aumento da sustentabilidade das propriedades agrícolas ao promover a melhora dos aspectos edáficos como aumento da matéria orgânica, sequestro de carbono, capacidade de troca catiônica, abundância microbiana, porosidade e diminuição da densidade aparente (Bieluczyk et al., 2023a; Bieluczyk et al., 2023b). Essa prática vem ao encontro da necessidade de cumprimento de acordos para mitigação das mudanças climáticas, fomentados principalmente pela década das Nações Unidas para a Restauração de Ecossistemas, o qual visa reverter a degradação de ecossistemas, restabelecendo serviços ecossistêmicos essenciais para

manutenção da vida humana (Rezende et al., 2018; Lima et al., 2020; Zanini et al., 2021; Bieluczyk et al., 2023b).

O presente estudo avaliou as características edáficas físicas e químicas de sistemas integrados sob diferentes manejos, bem como restauro florestal, em comparação com pasto degradado e remanescente florestal. Seria esperado que a restauração florestal, bem como a adição de árvores e espécies forrageiras nos sistemas integrados promovesse melhora nos parâmetros edáficos, aproximando-se dos valores observados no remanescente florestais. As seguintes questões foram avaliadas: 1) As linhas e entrelinhas dos sistemas integrados que incluem florestas diferem entre si, de forma que o solo sob as árvores se assemelhe ao restauro florestal? 2) A adição de cultivares agrícolas em consórcio com forrageiras em ILPF resulta em diferenças edáficas quando comparado com IPF? 3) Diferenças na composição de forrageiras em ILPF leva a diferenças nas propriedades do solo? 4) O manejo do solo como o uso de sistemas integrados de pecuária (ILPF, IPF) e restauro florestal melhoram as propriedades do solo quando comparado a pastos degradados resultantes de práticas de criação extensivas?

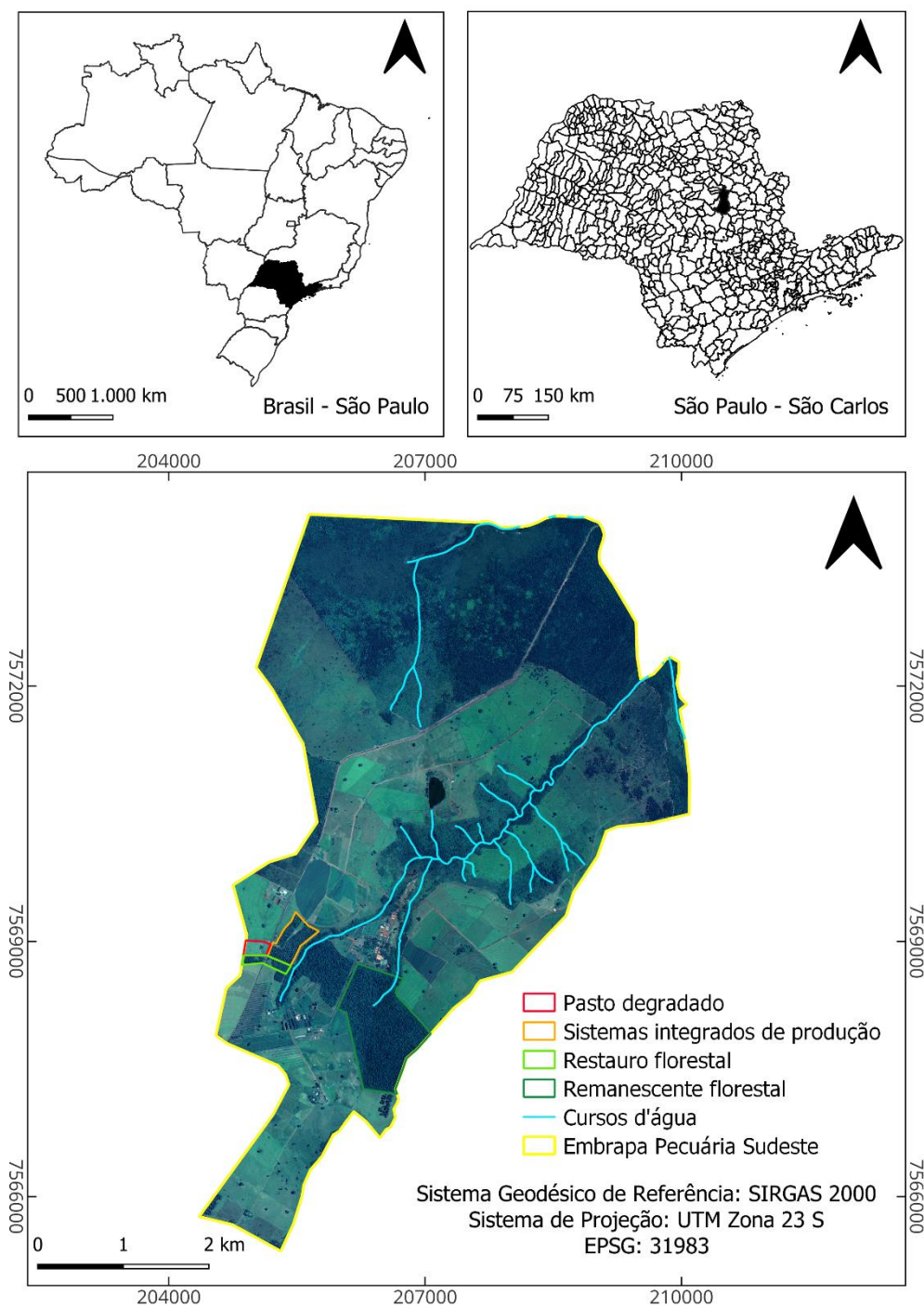
1.2 Material e métodos

1.2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo foi conduzido em áreas experimentais da Fazenda Canchim, pertencentes à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Pecuária Sudeste (EMBRAPA – CPPSE), localizada nas coordenadas 7568936,91 m S e 206447,21 m E, no município de São Carlos, São Paulo (Figura 1). O clima é classificado como Cwa segundo Köppen (Alvares et al., 2013), composto por estação chuvosa e quente, compreendendo os meses de outubro a março, e estação seca e fria, com duração de

abril a setembro. A média anual de temperatura é de 21,5°C, com umidade relativa anual de 75,6% e precipitação anual de 1.502 mm (Bernardi et al., 2017; Pezzopane et al., 2015). A altitude média é de 850 m, com declividades ente 3% e 5% (Pezzopane et al., 2015).

Figura 1. Localização da área de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A formação geológica da região é caracterizada como Serra Geral, composta por rochas vulcânicas de fluxos basálticos e arenitos da formação Botucatu-Pirambóia (Sousa Junior et al., 2011) com predomínio de Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) (Calderano Filho et al., 1998; Santos et al., 2018). As áreas experimentais incluíram sistemas integrados de produção agropecuária.

1.2.1.1 Sistemas integrados

Os sistemas integrados são compostos por pastagem de braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf) arborizado com espécies florestais nativas, implantados em dezembro de 2007 e janeiro de 2008. Compreende renques de três linhas de plantio, distanciados 22 m entre si a partir da linha central, com espaçamento de 2,5 m x 2,5 m entre indivíduos arbóreos, resultando em cerca de 545 árvores/hectare. Foram plantadas na linha central as seguintes espécies nativas com diferentes objetivos: angico branco (*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan) e pau jacaré (*Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr.) (fixadoras de nitrogênio); canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.), ipê felpudo (*Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureau ex Verl.) e jequitibá branco (*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze) (madeireiras). Para obter um microclima adequado para o desenvolvimento das espécies não pioneiras, foram plantadas duas linhas marginais compostas por capixingui (*Croton floribundus* Spreng.) e mutambo (*Guazuma ulmifolia* Lam.) (tutoras) (Figura 2).

Figura 2. Configuração da arborização dos sistemas integrados.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Na operação de pré-plantio houve a aplicação de herbicida glifosato 15 dias antes do plantio. No momento do plantio, como adubação de base, cada berço recebeu 30 g de calcário dolomítico, 100 g de fertilizante mineral NPK, de fórmula 8-28-16 e 10g de FTE BR12, que é um fertilizante de liberação lenta composto por micronutrientes. Cada muda ainda recebeu 2g de condicionante de solo (gel de poliacrilamida) dissolvida em 500 ml de água, para minimizar a necessidade de irrigação caso houvesse períodos de estiagem. As operações de manutenção compreenderam combate a formigas, roçagem e coroamento das mudas, para se evitar a competição com gramíneas invasoras. Em novembro de 2008, cada indivíduo arbóreo recebeu 100g de fertilizante mineral NPK de fórmula 8-28-16, e em março de 2009 50 g de sulfato de amônio. As linhas de plantio foram protegidas do gado por cercas eletrificadas (Nicodemo et al., 2016).

Os sistemas integrados são subdivididos em dois sistemas, integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), nomeados M (1,20 ha), N (1,90 ha) e G (2,14 ha); e integração pecuária-floresta (IPF), nomeados K (3,76 ha) e L (4,00 ha) (Figura 3). De

modo geral, as zonas de manejo não diferem quanto ao tipo de solo, compostas por Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd), exceto pela área K, em que há predomínio de Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Associação de Nitossolo Vermelho Eutrófico (NVe) com Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) (Calderano Filho et al., 1998), de acordo com o com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos et al., 2018).

Figura 3. Sistemas integrados de produção (ILPF e IPF) com os tipos de solo em evidência.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

1.2.1.1.1 Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF)

Os sistemas que compõem o ILPF são o M, N e G, em que receberam diferentes manejos. O M e N receberam a mesma ordem cronológica de produções e

adubações (ANEXO I), realizados através de preparo convencional do solo para plantio, mas diferentes desbastes.

Em 2012, os sistemas M e N receberam o primeiro desbaste, realizado de forma sistemática retirando-se 30% das linhas marginais, resultando em cerca de 435 árvores/hectare. O segundo desbaste foi realizado de maneira seletiva, observando os indivíduos arbóreos que possuíam menor desenvolvimento. Mas, foram realizados em épocas distintas. No sistema M foi realizado no ano de 2020, resultando em cerca de 365 árvores/ha (Figura 4), enquanto no N foi realizado em 2016, retirando-se 100 % das linhas marginais, o que resultou na densidade de cerca de 180 árvores/ha (Figura 5). Já o sistema G não foi submetido a manejo ou desbaste até o ano de 2022, em que a partir desse período, foi implantado o consórcio de pastagem de braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster) com feijão guandu (*Cajanus cajan* cv. Mandarin) (Figura 6).

Figura 4. Imagem do ILPF-M.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 5. Imagem do ILPF-N



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 6. Imagem do sistema ILPF-G.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

1.2.1.1.2 Integração Pecuária-Floresta (IPF)

O IPF é composto pelos sistemas K e L, que receberam manejo idênticos em relação a adubação (ANEXO II) e desbastes. O primeiro desbaste foi realizado no ano de 2016 com caráter sistemático, retirando-se 50 % das linhas marginais, resultando em densidade de cerca de 350 árvores/ha. Em 2020, foi realizado o desbaste seletivo

retirando-se os indivíduos menos desenvolvidos das linhas marginais a partir de observação empírica, resultando em cerca de 310 árvores/ha. Densidade de indivíduos mantida até os dias atuais (Figura 7).

Figura 7. Imagem do IPF (K e L).

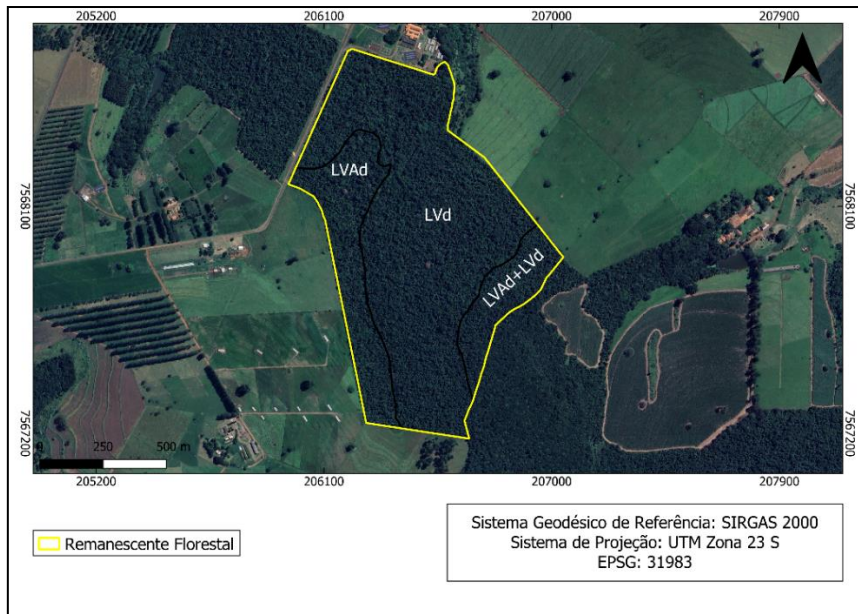


Fonte: elaborado pelo autor (2023).

1.2.1.2 Remanescente florestal (FOR)

O remanescente florestal é uma área de Reserva Legal da Fazenda Canchim, pertencente à Embrapa/ CPPSE. A fitofisionomia é definida como floresta estacional semidecidual, compreendendo aproximadamente 112 ha (Hora & Soares, 2002; Silva & Soares, 2003). O solo é composto por Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) (Figura 8) (Calderano Filho et al., 1998).

Figura 8. Área do remanescente florestal com os tipos de solo em evidência.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Em levantamento fitossociológico, Silva & Soares (2003) encontraram 146 espécies, pertencentes a 44 famílias botânicas e 96 gêneros, apresentando diversidade semelhante a florestas remanescentes do interior do Estado de São Paulo. A área ainda possui alta diversidade de lianas devido à heterogeneidade de habitats, proporcionado por eventos antrópicos e biológicos do passado (Figura 9) (Hora & Soares, 2002).

Figura 9. Imagem do remanescente florestal.

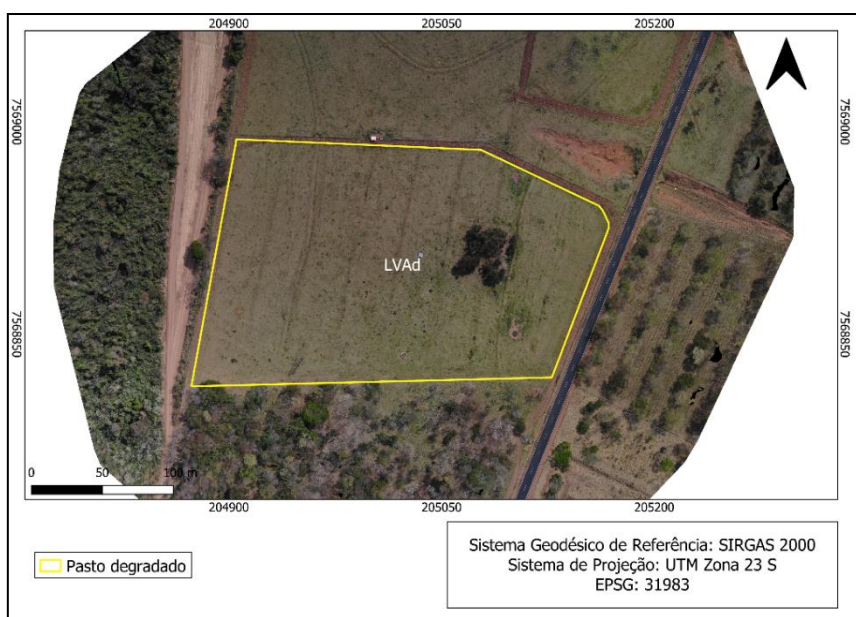


Fonte: elaborado pelo autor (2023).

1.2.1.3 Pasto degradado (PAS)

A área de pasto degradado compreende cerca de quatro hectares (Figura 10), sendo composto por Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) (Calderano Filho et al., 1998). A área não recebe nenhum manejo de adubação, somente o pastejo de bovinos e a construção de aceiros na estiagem, para evitar a propagação de possíveis incêndios (Figura 11).

Figura 10. Área do pasto degradado com os tipos de solo em evidência.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 11. Imagem do pasto degradado.



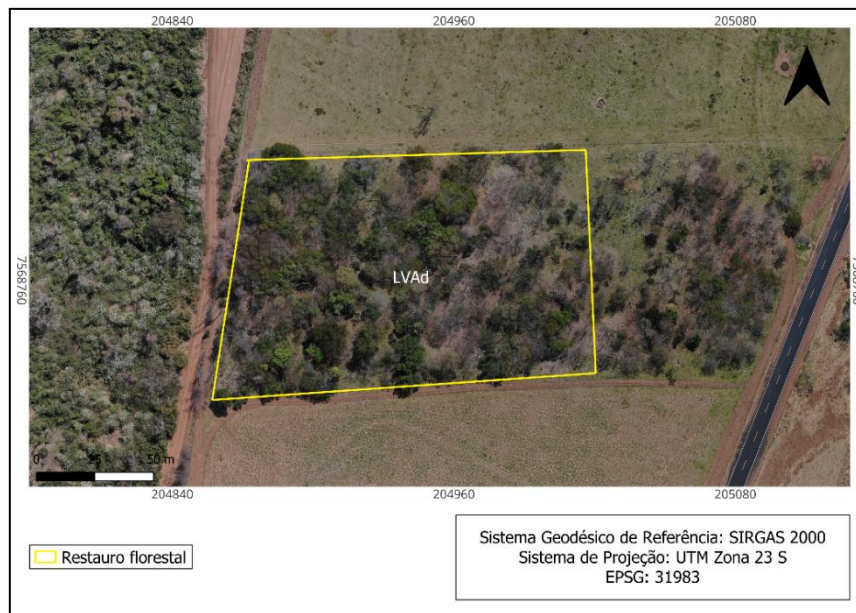
Fonte: elaborado pelo autor (2023).

1.2.1.4 Restauro florestal (RES)

O restauro florestal é resultado de um projeto de reflorestamento com espécies de floresta estacional semidecidual, adjacente a dois remanescentes florestais de mesma fitofisionomia, pertencentes à Embrapa/ CPPSE e à Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) (Primavesi et al., 2008). A área do restauro florestal compreende

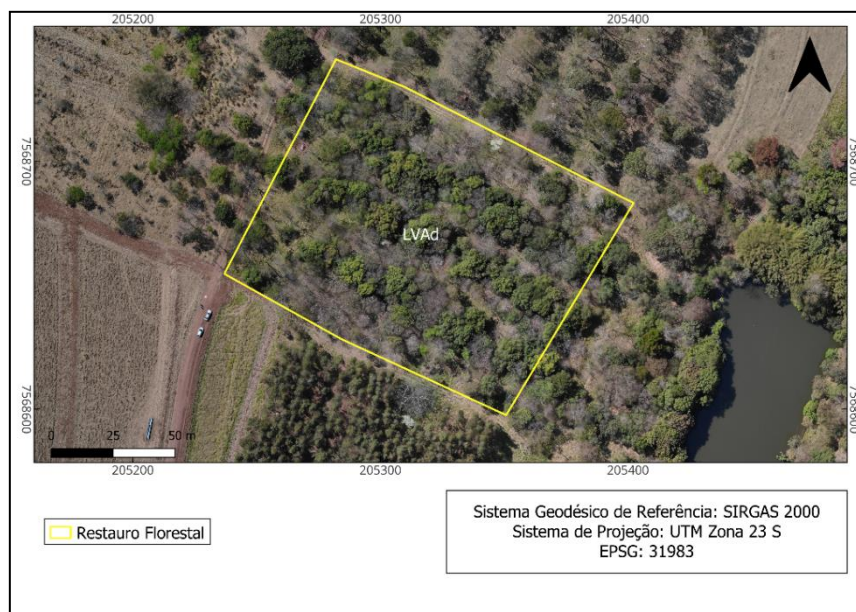
cerca de três hectares, sendo dividida em duas áreas em que anteriormente eram ocupadas por pastagens (Figuras 12 e 13). A divisão das áreas de restauro deve-se a uma autoestrada. O solo dos restauros florestais é composto por Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) (Calderano Filho et al., 1998).

Figura 12. Área do restauro florestal com o tipo de solo em evidência.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 13. Área do restauro florestal com o tipo de solo em evidência.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

No ano de 2006 foram plantadas cerca de 2.222 mudas/hectare, incluindo espécies pioneiras e não pioneiras (ANEXO III), nativas e exóticas, com espaçamento de 3 m x 2 m entre indivíduos arbóreos (Figura 14), com adubação idêntica ao item 2.1.1. O restauro tinha então 16 anos durante as amostragens.

Figura 14. Imagens do restauro florestal.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

1.2.2 Desenho amostral

Nos sistemas integrados foram alocadas seis parcelas de 30 m x 22 m (660 m²) por área (K, L, M, N e G), totalizando 30 parcelas. Já no remanescente florestal, pasto degradado e restauro florestal foram alocadas 15 parcelas de 20 m x 20 m (400 m²) em cada área. As parcelas dos sistemas integrados diferem em dimensão em relação às outras áreas pois são parcelas de inventário contínuo que já estavam alocadas na área.

1.2.3 Amostragem e caracterização físico-química de solo

A amostragem de solo deformada para determinação dos teores químicos e granulométricos foi realizada nos meses de agosto a setembro de 2022 a partir de subamostras em cada parcela com auxílio de um trado holandês, nas profundidades 0-

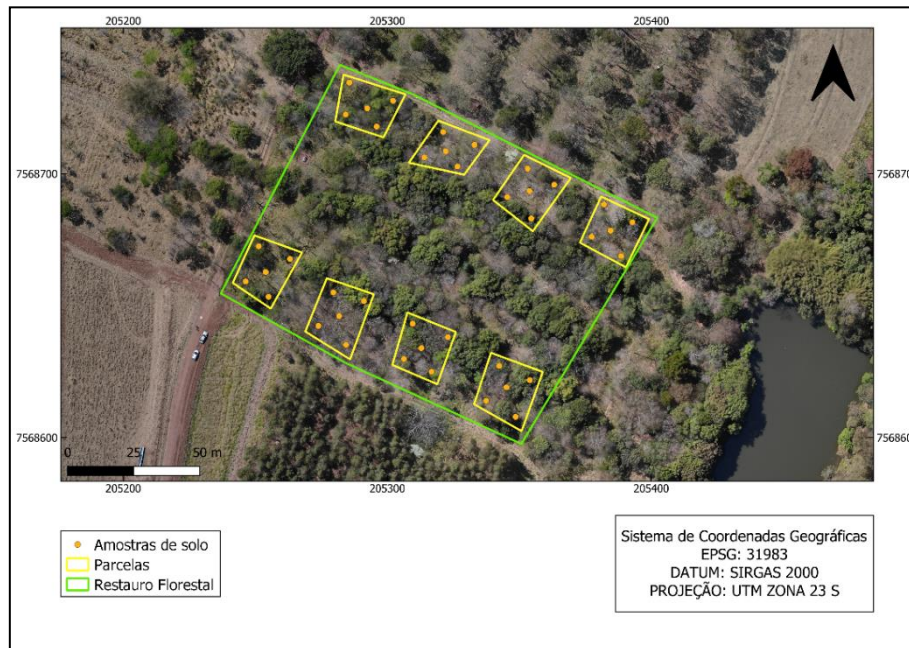
20 cm e 20-40 cm; as subamostras foram posteriormente homogeneizadas para se obter uma amostra única por parcela. Nos sistemas integrados foram coletadas cinco subamostras distantes cinco metros entre si na linha de árvores, enquanto dez amostras foram coletadas nas entrelinhas (forrageiras), sendo cinco na entrelinha norte e cinco na entrelinha sul (Figura 15). No remanescente florestal, pasto degradado e restauro florestal foram obtidas cinco subamostras por parcela, sendo quatro nas extremidades da parcela distantes no mínimo 3 metros da borda, e uma ao centro (Figura 16).

Figura 15. Amostragem de solo deformada realizada na linha e entrelinha dos sistemas integrados.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 16. Amostragem de solo deformada realizada no remanescente florestal, pasto degradado e restauro florestal



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

As amostras foram posteriormente enviadas ao laboratório de solo da Embrapa Pecuária Sudeste – CPPSE para as análises físicas e químicas. Para a determinação dos teores de areia, silte e argila utilizou-se o método de peneiramento e sedimentação (Teixeira et al., 2017). As análises químicas foram realizadas de acordo com as metodologias propostas por Teixeira et al. (2017). Para a determinação dos teores de fósforo disponível (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) foi utilizado o método de resina trocadora de ânions; para a matéria orgânica (MO) o método de Walkley-Black; para o potencial hidrogeniônico (pH) o método da análise em água; e o carbono e nitrogênio total pelo método de combustão, com auxílio de um analisador elementar Dumatherm CN, da marca Gerhardt. A capacidade de troca catiônica (CTC) foi estimada pelo somatório da acidez potencial (H+Al) e soma de bases. Além disso, foi calculada a relação carbono-nitrogênio (C:N).

Foi realizada também amostragem de solo indeformada para determinação da densidade aparente nos meses de março e abril de 2023, com auxílio de um anel

volumétrico de 100 cm³, nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm, seguindo o método do cilindro volumétrico (Teixeira et al., 2017). Foram obtidas seis amostras indeformadas em cada parcela dos sistemas integrados, sendo três na linha e três na entrelinha. No remanescente florestal, pasto degradado e restauro florestal foram obtidas três subamostras por parcela.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos após a retirada e levadas até o Laboratório de Ecologia Aplicada do Departamento de Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos. As amostras foram retiradas do cilindro volumétrico e transferidas para formas de alumínio e, em seguida, secas em estufa a 105 °C durante 48 horas (Teixeira et al., 2017). A equação para determinação da densidade utilizada foi:

$$Ds = \frac{ma}{V} \quad (1)$$

Onde:

Ds = Densidade do solo (g/cm³);

ma = massa da amostra de solo seco a 105 °C (g);

V = volume do cilindro (cm³).

Para a determinação do valor da densidade aparente final da linha e entrelinha por parcela, em cada profundidade, foi usada a média aritmética das três amostras.

1.2.4 Análises estatísticas

As variáveis edáficas utilizadas para comparação entre as áreas estudadas foram potencial hidrogeniônico em água (pH), soma de cálcio e magnésio (CaMg), fósforo disponível (P), potássio (K), capacidade de troca catiônica (CTC), Arg (argila),

carbono (C), nitrogênio (N), matéria orgânica (MO), densidade (Dens) e relação carbono-nitrogênio (C:N).

A relação entre as variáveis de solo e as parcelas amostradas foram analisadas através da Análise de Componentes Principais (ACP) usando matriz de correlação, conduzidas no *software* Origin® v. 9.5.1.195, de forma que as diferentes variáveis foram normalizadas para que a média fosse igual a zero e variância igual a um. Apenas os eixos com autovalores maiores que um foram considerados (Legendre & Legendre 2012). A normalidade dos dados foi avaliada previamente através do teste Shapiro-Wilk e, assim, para as variáveis de solo pH, CaMg, P, K, CTC, Arg, C, N, MO, Dens e C:N foi utilizado a transformação Box-Cox (Legendre & Legendre 2012), conduzidas no *software* Past 3.0 (Hammer & Harper, 2006).

Para avaliar as diferenças entre os sistemas ILPF e IPF, bem como o remanescente florestal, pasto degradado e restauro florestal, utilizamos a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) de um fator. O modelo PERMANOVA foi ajustado usando o *software* PRIMER/PERMANOVA 6.0 e a homogeneidade de variâncias foi avaliada usando o módulo PermDist (Anderson; Gorley; Clarke, 2008). A mesma matriz de correlação utilizada na ACP foi utilizada para a construção da PERMANOVA. Para testar as hipóteses (Tabela 1), utilizou-se contrastes não-ortogonais (Anderson; Gorley; Clarke, 2008).

Primeiramente foi testado se havia diferença entre as linhas e entrelinhas dos sistemas integrados (H1). Em seguida, se há diferença entre as linhas dos sistemas integrados com o restauro florestal, visto que os dois se assemelham por se tratar de plantios silviculturais (H2). Posteriormente, avaliamos se havia diferença entre as entrelinhas dentro do sistema IPF (K e L, H3), bem como dentro ILPF (M e N, H4). Comparamos então as entrelinhas entre os sistemas IPF e ILPF (H5) e também como

o manejo usando o feijão guandu se comparava com o sistema IPF (H6) e ILPF (H7). Finalmente, comparamos as características do solo entre sistemas integrados, pasto degradado, restauro e remanescente florestal (H8 a H12, ver Tabela 1). As entrelinhas foram escolhidas para comparação pois é onde está o interesse do produtor, visto que é nessas áreas em que há plantio de forrageiras.

Tabela 1. Peso dos contrastes não-ortogonais atribuídos aos grupos comparados nas hipóteses definidas.

Hipóteses	Linha					Entrelinha					Restauração	Pasto	Mata
	K	L	M	N	G	K	L	M	N	G			
<i>Análise de linhas de árvores</i>													
H1: Linhas x Entrelinhas	-1	-1	-1	-1	-1	1	1	1	1	1	0	0	0
H2: Linhas x Restauração	-1	-1	-1	-1	-1	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Análise de entrelinhas entre sistemas</i>													
H3: Dentro do IPF (K x L)	0	0	0	0	0	-1	1	0	0	0	0	0	0
H4: Dentro do ILPF (M x N)	0	0	0	0	0	0	0	-1	1	0	0	0	0
H5: IPF x ILPF	0	0	0	0	0	-1	-1	1	1	0	0	0	0
H6: ILPF-G x IPF	0	0	0	0	0	-1	-1	0	0	2	0	0	0
H7: ILPF-G x ILPF	0	0	0	0	0	0	0	-1	-1	2	0	0	0
<i>Análise de entrelinhas entre usos do solo</i>													
H8: Sistemas x Pasto	0	0	0	0	0	-1	-1	-1	-1	-1	0	5	0
H9: Sistemas x Restauração	0	0	0	0	0	-1	-1	-1	-1	-1	5	0	0
H10: Restauração x Pasto	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	1	0
H11: Sistemas x Mata	0	0	0	0	0	-1	-1	-1	-1	-1	0	0	5
H12: Restauração x Mata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	1

Para controlar as taxas de erro do tipo I ou falso positivo, o método de Dunn-Sidák foi aplicado (Day & Quinn, 1989) (Eq. 2):

$$\alpha = 1 - (1 - \alpha)^{1/m} \quad (2)$$

Onde:

α : alfa;

α_1 : alfa ajustado;

m : número de comparações.

Como foram testadas 12 hipóteses (contrastes) para um nível de significância de 5%, o alfa ajustado foi $\alpha_1 = 0,004$.

Foram realizadas também análises univariadas para cada variável do solo, utilizando um modelo ANOVA similar ao modelo PERMANOVA descrito acima. As 12 hipóteses foram testadas da mesma forma, usando contrastes não-ortogonais.

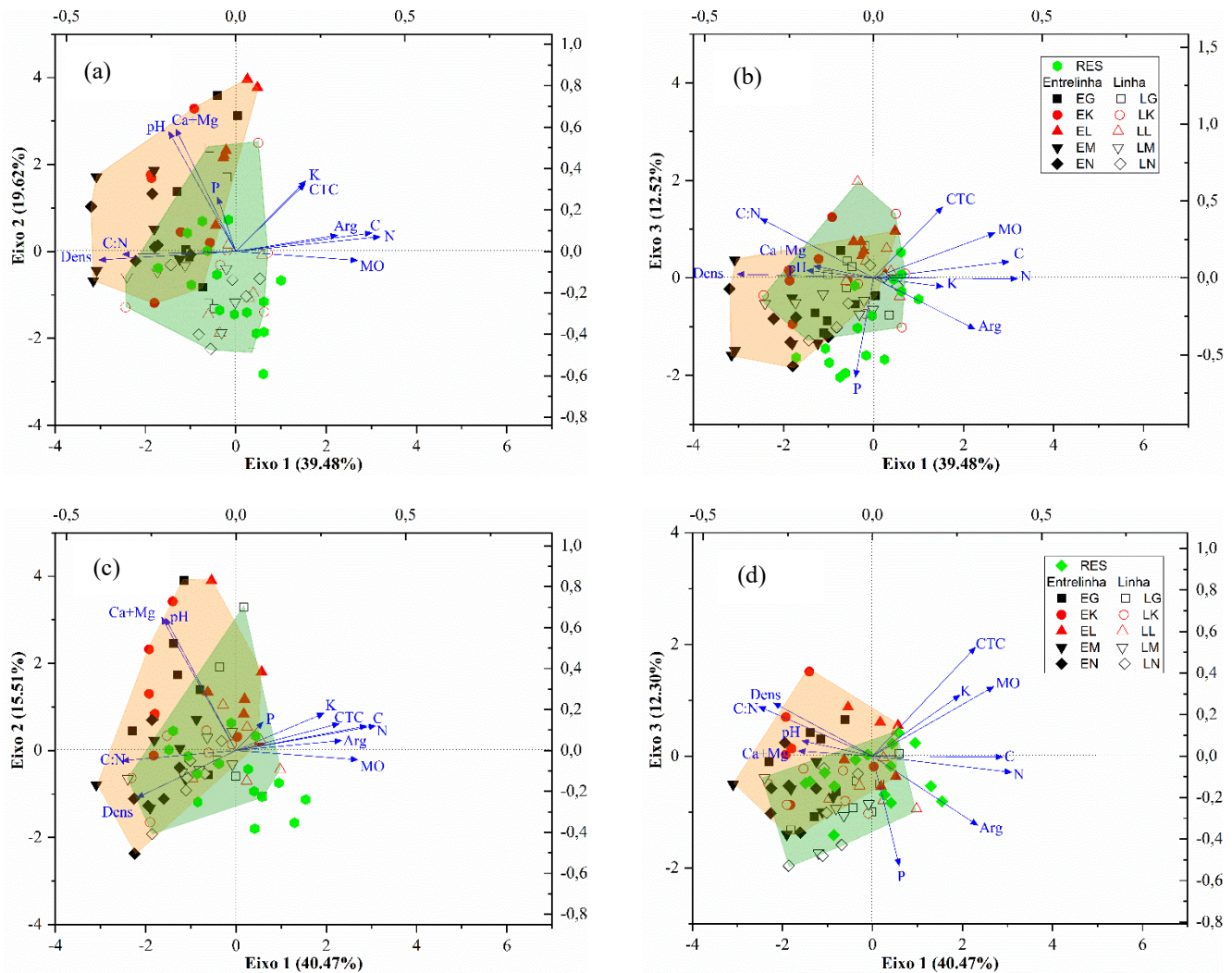
1.3 Resultados

1.3.1 Sistemas integrados

A ACP utilizando as variáveis edáficas na profundidade 0-20 cm explicou 71,6% da variabilidade total do restauro florestal e das linhas e entrelinhas dos sistemas integrados, nos três primeiros eixos. O primeiro eixo explicou 39,5% da variação (autovalor: 4,34) e foi positivamente relacionado com os teores de MO, N, C e Arg, mas negativamente relacionado com a relação C:N e Dens (Figura 17a). O segundo eixo explicou 19,6% da variação (autovalor: 2,15) e foi positivamente relacionado com o pH e teores de K e CaMg (Figura 17a). O terceiro eixo explicou

12,5% da variação dos dados (autovalor: 1,37), sendo negativamente correlacionado com o teor de P (Figura 17b).

Figura 17. Análise de Componentes Principais (ACP) dos parâmetros edáficos nas profundidades 0-20 cm (a, b) e 20-40 cm (c, d) das áreas experimentais: Integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF: triângulo para baixo, hexágono e quadrado; preto); Integração pecuária-floresta (IPF: círculo e triângulo; vermelho) e Restauo Florestal (RES: hexágono; verde). Símbolos cheios significam a alocação nas entrelinhas, enquanto símbolos vazios nas linhas dos sistemas de integração. Polígono laranja indica agrupamento na posição das linhas dos sistemas de integração, enquanto o verde indica das entrelinhas.



Padrões similares foram encontrados na profundidade 20-40 cm, sendo que a ACP explicou 68,3% da variação das variáveis edáficas. O primeiro eixo foi responsável por 40,5% da variação (autovalor: 4,45) e foi positivamente relacionado com os teores de MO, K, CEC, N, C e Arg, mas negativamente relacionado com C:N

e Dens (Figura 17c). O segundo eixo explicou 15,5% da variação (autovalor: 1,70) e foi positivamente relacionado com pH e CaMg (Figura 17c). O terceiro eixo explicou 12,3% da variação (autovalor: 1,70) e foi negativamente relacionado com os teores de P disponível (Figura 17d)

As linhas dos sistemas integrados diferem das entrelinhas (H1) (Tabela 2), apresentando maiores valores representados positivamente pelo eixo 1 (Figura 17ac). Foram encontrados maiores teores de MO, mas menores de pH, K e CaMg na camada superficial das linhas. Na camada mais profunda o padrão se repete, somado a menor Dens nas linhas (ANEXOS IV e VI).

Tabela 2. Resultados dos contrastes não-ortogonais das hipóteses H1 a H7 nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm.

Hipóteses	GL	SQ	QM	Pseudo-F
0-20 cm				
Entre sistemas e usos	12	688,9	57,4	11,6*
Resíduo	92	455,0	49,0	
<i>Análise de linhas de árvores</i>				
H1: Linhas x Entrelinhas	1	66,4	66,4	11,1*
H2: Linhas x Restauro	1	36,4	36,4	67,6*
<i>Análise de entrelinhas entre sistemas</i>				
H3: Dentro do IPF (K x L)	1	16,9	17,0	36,1
H4: Dentro do ILPF (M x N)	1	10,1	10,2	0,230
H5: IPF x ILPF	1	40,9	40,9	82,8*
H6: ILPF-G x IPF	1	10,1	10,1	17,3
H7: ILPF-G x ILPF	1	14,9	14,9	3,23
20-40 cm				
Entre sistemas e usos	12	715,7	59,6	12,8*
Resíduo	92	428,2	47,0	
<i>Análise de linhas de árvores</i>				
H1: Linhas x Entrelinhas	1	30,6	30,6	49,8*
H2: Linhas x Restauro	1	57,8	57,8	11,8*
<i>Análise de entrelinhas entre sistemas</i>				
H3: Dentro do IPF (K x L)	1	17,2	17,2	34,7
H4: Dentro do ILPF (M x N)	1	9,20	9,20	19,3
H5: IPF x ILPF	1	46,9	46,9	83,1*
H6: ILPF-G x IPF	1	14,2	14,2	2,37
H7: ILPF-G x ILPF	1	25,2	25,2	46,6*

* $P < 0,004$. GL: Grau de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio.

Quando observamos os gráficos da ACP (Figura 17), as linhas do ILPF e IPF parecem apresentar similaridade com o restauro florestal nas duas profundidades, em relação aos parâmetros correlacionados com os eixos 1, 2 e 3. Mas, apresentaram diferenciação (H2) (Tabela 2), com menores teores de MO e P observados no ILPF e IPF, enquanto maiores de CaMg e C:N quando comparado ao restauro (ANEXOS IV e VI)

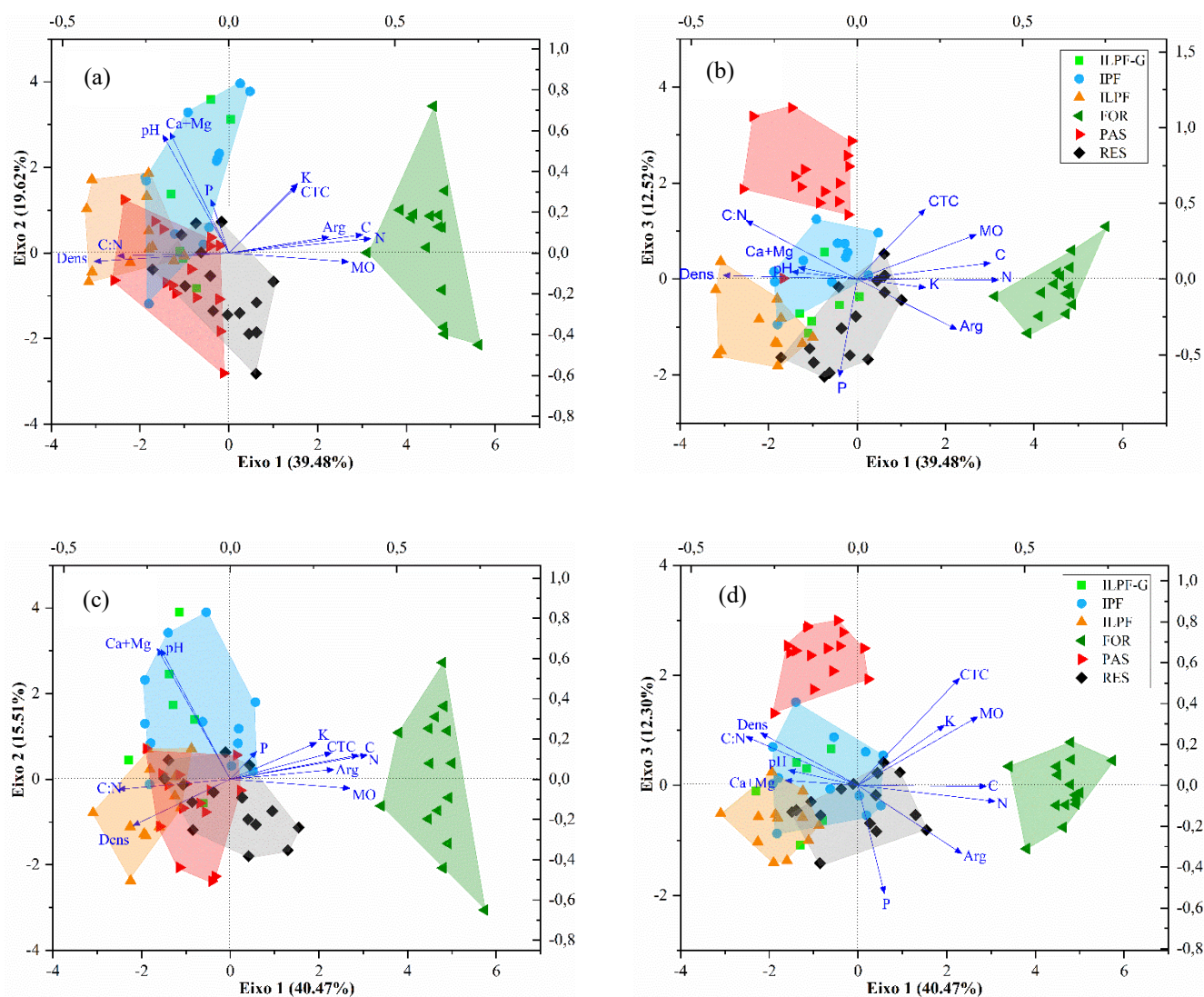
Não houve diferença entre as entrelinhas K e L dentro do sistema IPF (H3) nem entre as entrelinhas M e N dentro do sistema ILPF (H4) (Tabela 2), em nenhuma das duas profundidades avaliadas. Entretanto, as entrelinhas do sistema IPF diferiram do ILPF (H5) (Tabela 2), devido aos maiores teores de MO, CTC e N na camada superficial do IPF, enquanto menor de P. Já na camada mais profunda, o IPF apresentou maiores teores de pH, CaMg e CTC, enquanto menor de C:N (ANEXOS IV e VI)

As entrelinhas do ILPF-G não diferiram do IPF (H6) nas duas profundidades (Tabela 2), apesar de ter apresentado maior teor de P na camada mais superficial, enquanto maior C:N na camada mais profunda (ANEXOS IV e VI). Em relação ao ILPF, demonstrou diferenciação somente na camada mais profunda (H7) (Tabela 2), apresentando maior valor de pH (ANEXOS IV e VI).

1.3.2 Sistemas integrados e usos do solo

Utilizando a mesma ACP do item 3.1, mas apresentando os usos do solo e as entrelinhas dos sistemas integrados (Figura 18), foi possível analisar as diferenças dos parâmetros edáficos analisados entre usos do solo.

Figura 18. Análise de Componentes Principais (ACP) dos parâmetros edáficos nas profundidades 0-20 cm (a, b) e 20-40 cm (c, d) das áreas experimentais: Integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF: M e N, triângulo; G, quadrado); Integração pecuária-floresta (IPF: K e L, círculo); Remanescente florestal (FOR, triângulo esquerdo); Pasto degradado (PAS, triângulo direito); Restauração florestal (RES, losango).



As entrelinhas do ILPF e IPF difeririam do pasto degradado em relação aos parâmetros edáficos nas duas profundidades (H8) (Tabela 3). Quando observamos o gráfico da ACP (Figura 18ac), nota-se que o pasto permeia entre os sistemas ILPF e IPF, principalmente em relação ao eixo 1 e 2. Mas, as variáveis edáficas responsáveis pela diferenciação, de modo geral, foram os menores teores de MO, C:N e Dens observados nos sistemas ILPF e IPF, mas maiores de P, CaMg e Arg (ANEXOS V e VII).

Os sistemas ILPF e IPF apresentaram diferença quando comparado com o restauro florestal (H9) (Tabela 3), nas duas profundidades. De modo geral, o gráfico da ACP mostra que os sistemas estão mais concentrados na região dos parâmetros correlacionados negativamente com o eixo 1, enquanto o restauro florestal levemente concentrado na região dos parâmetros correlacionados positivamente. As variáveis responsáveis pela diferenciação foram os maiores valores de CaMg e Arg observados no ILPF e IPF, enquanto menores de MO, P e Dens (ANEXOS V e VII).

O restauro florestal e o pasto degradado diferiram entre si (H10) (Tabela 3), nas duas profundidades. De acordo com o gráfico da ACP, o restauro florestal se apresenta mais concentrado na região positiva do eixo 1, de modo geral, quando comparado com o pasto degradado. Mas, as variáveis que foram responsáveis pela diferenciação foram os maiores teores de P e Arg no restauro florestal, enquanto menores de CTC e C:N (ANEXOS V e VII).

Os sistemas ILPF e IPF apresentaram diferença quando comparados com o remanescente florestal (H11) (Tabela 3). Os sistemas se concentram na região negativa do eixo 1 da ACP, enquanto o remanescente se concentra na região dos parâmetros correlacionados positivamente com o eixo 1 e 3. A diferenciação foi ocasionada pelos maiores valores de pH, CaMg, C:N e Dens apresentados pelos sistemas, enquanto menores de MO, K, CTC, N, C e Arg (ANEXOS V e VII).

O restauro florestal diferiu dos parâmetros edáficos observados no remanescente florestal (H12) (Tabela 3). O remanescente se concentra na região positiva dos eixos 1 e 3, enquanto o restauro permeando entre o negativo e positivo. Mas, as variáveis responsáveis pela diferenciação foram os menores valores de MO, K, CTC, N, C e Arg observados no restauro florestal, concomitante com maiores teores de C:N e Dens (ANEXOS V e VII).

Tabela 3. Resultados dos contrastes não-ortogonais das hipóteses H8 à H12 nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm.

Hipóteses	GL	SQ	QM	Pseudo-F
0-20 cm				
<i>Análise de entrelinhas entre usos</i>				
H8: Sistemas x Pasto	1	100,0	100,0	16,5*
H9: Sistemas x Restauro	1	77,1	77,1	12,8*
H10: Restauro x Pasto	1	84,7	84,7	16,1*
H11: Sistemas x Mata	1	354,3	354,3	60,5*
H12: Restauro x Mata	1	191,9	191,9	38,6*
20-40 cm				
<i>Análise de entrelinhas entre usos</i>				
H8: Sistemas x Pasto	1	91,1	91,1	14,0*
H9: Sistemas x Restauro	1	64,7	64,7	98,2*
H10: Restauro x Pasto	1	83,2	83,2	17,5*
H11: Sistemas x Mata	1	354,6	354,6	55,5*
H12: Restauro x Mata	1	193,7	193,7	42,3*

* $P < 0,004$. GL: Grau de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio.

1.4 Discussão

Efeitos das árvores nas propriedades do solo em sistemas integrados

A presença de árvores nos sistemas ILPF e IPF resulta em heterogeneidade do solo, com diferenças entre linhas e entrelinhas. As linhas de árvores apresentaram maiores teores de MO, enquanto menor de pH, K e CaMg. A adição de indivíduos arbóreos fomenta o acúmulo de matéria orgânica através da deposição de serapilheira e exsudação das raízes (Avendaño-Yáñez et al., 2017; Wang et al., 2019; Bettiol et al., 2023). Outra forma de aporte de matéria orgânica é através do esterco bovino, pois há maior permanência do gado nas linhas arbóreas devido ao conforto térmico proporcionado pela sombra das árvores (Taboada et al., 2011; Pezzopane et al., 2019).

Em sistema silvipastoril composto por pastagem de braquiária (*Brachiaria hybrid* cv. Cayman) e leucena (*Leucanena diversifolia* (Lam.) de Wit), Vasquez et al. (2020) também encontraram maior teor de MO nas linhas de árvores. Mas, estudando

ILPF composto por eucalipto híbrido (*Eucalyptus urophylla* S.T.Blake x *Eucalyptus grandis* W.Hill clone GG110), capim Piatã (*Urochloa brizantha* cv. BRS Piatã) e milho (*Zea mays* L.) consorciado anualmente; e IPF composto por eucalipto híbrido (*Eucalyptus urophylla* S.T.Blake x *Eucalyptus grandis* W.Hill clone GG110) e capim Piatã (*Urochloa brizantha* cv. BRS Piatã), Bessi et al. (2024) não observaram valores significativamente diferentes de MO na linha e entrelinha.

A matéria orgânica tem grande importância na qualidade e fertilidade do solo, pois condiciona propriedades físico-químicas e físico-hídricas, diminuindo a densidade e aumentando a infiltração de água, tamponamento de acidez, além de fomentar a retenção de cátions através do aumento da capacidade de troca catiônica em associação com a argila (Bonini & Alves, 2012; Bettiol et al., 2023).

A menor Dens observada nas linhas é resultado da quebra mecânica do solo pelas raízes dos indivíduos arbóreos e maior teor de MO. Após 15 anos da incorporação de indivíduos arbóreos em área previamente utilizada como pastagem, Bieluczyk et al. (2023a) também observaram a diminuição da densidade do solo, concomitante com o aumento da MO.

As linhas apresentam ainda pH mais ácido e menor teor de bases trocáveis como o Ca e Mg. Isso se deve ao fato de a linha arbórea não receber calagem, ou seja, adição de Ca e Mg através de calcário, principal via de aporte desses elementos (Weil & Brady, 2017). A calagem é realizada apenas na entrelinha onde se localiza a forrageira para alimentação do gado, em que no presente sistema, é o principal objetivo de produção. Em áreas de pastagens, Pedrinho et al. (2019) e Bieluczyk et al. (2020) observaram o mesmo padrão, resultado da aplicação da calagem.

Sistemas integrados com árvores vs restauros

As linhas dos sistemas ILPF e IPF diferem do restauro florestal apresentando menores teores de MO e P, enquanto maiores de CaMg e C:N, na camada mais superficial. O restauro possui maior área plantada com indivíduos arbóreos que os sistemas integrados pois não têm forrageiras, portanto, há maior aporte de matéria orgânica advindo da deposição de serapilheira, exsudação das raízes e *turnover* (Avendaño-Yáñez et al., 2017; Wang et al., 2019; Bettiol et al., 2023). Além disso, como não há pastejo no restauro florestal devido à ausência de forrageiras, não há perturbação devido ao pisoteio animal, responsável principalmente pela compactação, erosão e perda de MO do solo (Santos et al., 2022b).

Observou-se também que há maior teor de P, causado principalmente pela maior quantidade de fertilizantes utilizada na implantação do restauro florestal, onde um maior número de indivíduos por hectare foi plantado em relação aos sistemas integrados, resultando em fósforo imobilizado no solo (Weil & Brady, 2017). O maior teor de CaMg nas linhas dos sistemas ILPF e IPF se deve à deriva da aplicação de calcário nos renques onde estão localizadas as forrageiras (Pedrinho et al., 2019; Bieluczyk et al., 2020).

A menor relação C:N observada no restauro pode ser atribuída a maior riqueza de espécies arbóreas, a qual pode promover o aporte de serapilheira de melhor qualidade (menor relação C:N), reduzindo a relação C:N do solo (Huang et al., 2017). Ao mesmo tempo que ocorre maior mineralização de N advindo da matéria orgânica, devido à decomposição oriunda da microbiota próxima às raízes dos indivíduos arbóreos (Nakayama; Tateno, 2021).

Outra fonte de aporte de N é a fixação atmosférica por espécies leguminosas, como no caso da gliricídia (*Gliricidia sepium* Jacq. Kunth ex Walp.) (Kaba et al., 2019), espécie que ocorre com frequência no restauro florestal. Essa espécie também promove o aumento de matéria orgânica particulada, referida como a parte mais lábil e de fácil decomposição, e a heterogeneidade da comunidade bacteriana no solo (Alamu et al., 2023; Barros et al., 2021), atuando em sinergia com atividades enzimáticas, fomentando o potencial de mineralização dos nutrientes no solo (Alberti et al., 2017; Bieluczyk et al., 2020).

A maior Dens observada no restauro na camada mais profunda pode ser atribuída a não realização da descompactação na fase de pré-plantio, apenas a abertura de sulcos. Portanto, o restauro florestal permaneceu com as características do uso anterior, no caso pastagem, em que geralmente apresentam maior densidade do solo, devido principalmente ao pisoteio animal (Santos et al., 2022b).

A menor relação C:N observada na linha do ILPF e IPF pode ser atribuída a menor Dens na camada mais profunda, concomitante com o maior teor de Ca na camada mais superficial. Solos com menor densidade possuem maior porosidade possibilitando maior percolação (Weil & Brady, 2017), e aliado à formação de nitrato de cálcio, fomenta a percolação do nitrogênio dissolvido em água para as camadas mais profundas do solo (Oliveira et al., 2002).

Comparação entre sistemas integrados: IPF e ILPF

As entrelinhas das zonas de manejo K e L (IPF) não diferiram entre si, bem como as M e N (ILPF). O resultado era esperado, visto que receberam o mesmo tratamento durante diversos anos. Além disso, o desbaste realizado no N não surtiu

efeito algum na entrelinha dos sistemas ILPF. Por outro lado, verificamos diferenças entre as entrelinhas dos sistemas ILPF e IPF, sendo que o IPF apresentou maior teor de MO, CTC e N, enquanto menor de P nas camadas superficiais.

Durante cinco anos o ILPF recebeu cultivo agrícola convencional de forrageiras para produção de silagem para o gado e, durante esse tempo, houve revolvimento do solo contínuo e ausência de adição de biomassa vegetal no solo. Comumente utilizado no plantio convencional para proporcionar condições ótimas para o plantio, o revolvimento do solo causa declínio da MO (Figueiredo; Ramos; Tostes, 2008), provocando a desestabilização e quebra de agregados do solo, deixando acessível aos decompositores a MO mais lábil, a qual é de mais fácil decomposição, outrora protegida pelos agregados (Pillon; Mielniczuk; Neto, 2002).

Mesmo com o cultivo de forrageiras para silagem, a MO não foi favorecida, visto que toda a produção, incluindo palhada, é retirada do local. Mesmo que houvesse a incorporação ao solo, devido a característica lábil da MO dessas forrageiras quando comparada com arbórea, não resultaria em acúmulo de MO no solo (Bieluczyk et al., 2020). Enquanto a fertilização frequente para produção de silagem fomentou o acúmulo de P no solo.

Não houve revolvimento contínuo do solo da entrelinha do sistema IPF, somente a fertilização para manutenção da pastagem, evitando o declínio da MO. A pastagem acumula matéria orgânica lábil no solo aportada pela abundância de raízes finas (Bieluczyk, 2018; Araújo et al., 2020; Freitas et al., 2024) e biomassa da gramínea cultivada (Pezzopane et al., 2017). O acúmulo de MO promove o aumento da CTC, resultando em maior capacidade de retenção de cátions essenciais para o desenvolvimento vegetal (Weil & Brady, 2017; Bieluczyk, 2023a).

Na camada mais profunda o ILPF apresentou maior relação C:N. Esse resultado pode ser atribuído ao menor teor de MO apresentado na camada superficial, o qual é a principal fonte de nitrogênio, em que através da decomposição ocorre a mineralização e disponibilização (Spohn et al., 2021). O nitrogênio é um elemento móvel no solo, portanto, facilmente lixiviado para as camadas mais profundas (Weil & Brady, 2017).

Não se observou diferenças entre as entrelinhas do ILPF-G e do IPF. Mas, quando comparamos as entrelinhas do ILPF-G com o ILPF, houve diferença somente na camada mais profunda, em que a área consorciada com feijão guandu apresentou maior valor de pH. O maior pH pode ser atribuído a adição de calcário através da calagem para o plantio do feijão guandu, ou seja, aumentando o teor de bases trocáveis e conseqüentemente elevando o pH (Weil & Brady, 2017).

As entrelinhas dos sistemas ILPF e IPF diferem do pasto degradado apresentando maiores teores de pH, P, CaMg e Arg, enquanto menores de MO e C:N na camada superficial. Os sistemas ILPF e IPF recebem periodicamente aporte de Ca e Mg através da calagem, ocasionando o aumento do pH, concomitante com a aplicação de fertilizantes minerais, elevando o teor de P e N no solo (Weil & Brady, 2017). O menor teor de MO observado nos sistemas pode ser atribuído ao revolvimento do solo para renovação da pastagem, causando declínio da matéria orgânica (Pillon; Mielniczuk; Neto, 2002; Figueiredo; Ramos; Tostes, 2008), enquanto o pasto não sofreu revolvimento devido à falta de manejo, culminando em acúmulo de MO advindo das raízes finas (Bieluczyk, 2018; Araújo et al., 2020; Freitas et al., 2024) e biomassa foliar (Pezzopane et al., 2017)

O mesmo padrão se repete na camada mais profunda, exceto pela menor densidade do solo observada nos sistemas ILPF e IPF. Os sistemas apresentam em sua

composição indivíduos arbóreos que possuem raízes mais profundas quando comparadas com gramíneas, que reduzem a densidade do solo através da quebra mecânica da compactação. Bieluczyk et al. (2023a) também observaram a diminuição da densidade do solo após a incorporação de indivíduos arbóreos em área previamente utilizada como pastagem.

Após conversão de áreas de pastagem convencionais em IPF, Damian et al. (2021) observaram incremento de P, Ca, Mg, soma de bases, CTC, saturação de bases, N, C e MO no solo. Em contrapartida, Valani et al. (2022) observaram que não houve mudanças nos aspectos físicos do solo após implantação de sistemas ILPF composto por capim Piatã, eucalipto híbrido e milho, e IPF composto por capim Piatã e eucalipto híbrido, quando comparado com pastagens contínuas sem manejo e rotacionadas com adição de calagem e fertilização mineral. Mas, houve aumento de carbono orgânico no sistema ILPF quando comparado com a pastagem contínua.

Diferenças entre usos do solo

O restauro florestal apresentou características diferentes quando comparado com as entrelinhas do ILPF e IPF, devido ao menor teor de pH, CaMg e C:N, enquanto maior de MO na camada mais superficial. Os sistemas ILPF e IPF recebem periodicamente aporte de Ca e Mg através da calagem, ocasionando o aumento do pH (Weil & Brady, 2017). Já o restauro possui indivíduos arbóreos, ao contrário das entrelinhas dos sistemas, fomentando o aporte de MO por deposição de serapilheira, exsudação das raízes e *turnover* (Avendaño-Yáñez et al., 2017; Wang et al., 2019; Bettiol et al., 2023).

O aporte contínuo de serapilheira no restauro florestal culmina em maior teor de MO, em que através da decomposição, ocorre a mineralização de nutrientes como N e C, tornando-os assimiláveis para as plantas, e conseqüentemente, diminuindo o valor da relação C:N do solo (Spohn et al., 2021). O restauro ainda possui espécies leguminosas na sua composição, como a gliricídia (*Gliricidia sepium*), que promove melhorias na fertilidade do solo por sua capacidade de fixar nitrogênio atmosférico (Kaba et al., 2019). Essa espécie ainda atua no aumento de matéria orgânica particulada, caracterizada como fração mais lábil e com maior taxa de reciclagem de nutrientes (Alamu et al., 2023; Barros et al., 2021).

O padrão se repete na camada mais profunda, exceto pela menor densidade do solo e P apresentados pelas entrelinhas dos sistemas ILPF e IPF. Como já citado anteriormente, o restauro não sofreu descompactação na fase de pré-plantio, apenas a abertura de sulcos, fazendo com que a área permanecesse com as características de pastagem, o que geralmente apresentam maior densidade do solo, devido ao pisoteio animal (Santos et al., 2022b). Já o menor de teor de P pode ser atribuído ao consumo pelas gramíneas.

O restauro florestal apresentou diferenças quanto ao pasto degradado, principalmente devido a menor relação C:N, nas duas profundidades. Esse resultado pode ser atribuído a maior mineralização de nutrientes advindo da matéria orgânica fomentada pelas raízes dos indivíduos arbóreos, onde há maior microbiota elevando a decomposição (Nakayama; Tateno, 2021).

O remanescente florestal apresentou características distintas dos sistemas ILPF, IPF e restauro florestal, devido aos maiores teores de MO, K, CTC, N, C e Arg, enquanto menores de pH, P, Ca, Mg, C:N e Dens, nas duas camadas analisadas. A presença de indivíduos arbóreos promove o acúmulo de matéria orgânica através da

deposição de serapilheira, exsudação das raízes e *turnover* (Avendaño-Yáñez et al., 2017; Wang et al., 2019; Bettioli et al., 2023). Fornece nutrientes essenciais para o desenvolvimento vegetal através da mineralização de N e C advindo da matéria orgânica, reduzindo o valor da relação C:N (Spohn et al., 2021), concomitante com o aumento da CTC, associada ao teor de argila (Weil & Brady, 2017; Bieluczyk, 2023a). Por nunca ter sido utilizada como pastagem e nem ter havido revolvimento do solo, degradações edáficas como compactação, erosão e perda de matéria orgânica não ocorreram no remanescente florestal (Santos et al., 2022b).

Estudando esse mesmo remanescente florestal, Bieluczyk et al. (2020) observaram que os valores de densidade do solo foram menores, enquanto foram observados valores maiores de C, N, CTC e K até 40 cm de profundidade, do que aqueles apresentados pelo ILPF composto por eucalipto híbrido (*Eucalyptus urophylla* S.T.Blake x *Eucalyptus grandis* W.Hill clone GG110) e capim Piatã (*Urochloa brizantha* cv. BRS Piatã) rotacionado com milho (*Zea mays* L.). Oliveira et al. (2024) ainda adicionou o sistema IPF na comparação das áreas realizada por Bieluczyk et al. (2020), observando o mesmo padrão. Mas, analisando as mesmas áreas estudadas por Bieluczyk et al. (2020) e Oliveira et al. (2024), Valani et al. (2022) observaram que o teor de carbono orgânico não se diferenciou dos valores encontrados no remanescente florestal.

Analisando IPF composto por eucalipto (*Eucalyptus urophylla* S.T.Blake) e braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster), com floresta tropical que possui algumas espécies características do bioma Cerrado na região de Barbacena, Minas Gerais, Sousa et al. (2024) também encontraram menores valores de densidade do solo na floresta, concomitante com maior teor de carbono orgânico e nitrogênio, mas observaram maior relação C:N devido a pior qualidade da serapilheira aportada.

Em sistema ILPF composto por capim Piatã (*Urochloa brizantha* cv. Piatã) rotacionado com milho sob plantio direto, com estrato arbóreo de paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke) e mogno africano (*Khaya ivorensis* A.Chev.), no município de Paragominas, Pará, sob Latossolo Amarelo, observou-se que os valores de densidade do solo, C e MO foram similares a uma floresta secundária da região (Fernandes; Chaves; Martorano, 2019).

Em estudo realizado por Bieluczyk et al. (2023a), áreas de restauração florestal no bioma Mata Atlântica, na fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual, com oito e 15 anos antes dominadas por *Brachiaria* sp., estão regenerando progressivamente o estoque de C, propriedades da MO e a saúde do solo, em direção ao estado de uma floresta primária. Áreas ripárias restauradas com seis e 30 anos, antes ocupadas por monocultura de cana-de-açúcar, pertencentes ao bioma Mata Atlântica, na fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual, também estão se recuperando em direção a ecossistemas florestais nativos saudáveis, fomentando o funcionamento do solo e o sequestro de carbono (Bieluczyk et al., 2023b). Visto isso, a restauração florestal é uma ótima opção para que serviços ecossistêmicos providos por remanescentes florestais, sejam novamente ofertados (Rodrigues et al., 2009; Brancalion et al., 2016; Zanini et al., 2021).

1.5 Conclusão

Avaliamos nesse estudo se o componente arbóreo promove alterações em parâmetros químicos e físicos do solo em sistemas integrados (ILPF e IPF), ao passo que o solo sob as árvores se assemelha ao restauro florestal. Nossos resultados indicam que a adição do componente arbóreo pode promover o aporte de MO e a redução da compactação, condicionando a saúde do solo. Mas, quando há maior densidade de indivíduos, diversidade de espécies e a eliminação dos fatores de perturbação, áreas

como a do restauro florestal tendem a apresentar maior teor e qualidade de MO no solo.

A ausência de adição de biomassa vegetal no solo oriunda de produção agrícola, aliada ao revolvimento do solo, acaba por exaurir a MO do sistema, visto que o IPF apresentou melhores parâmetros edáficos quando comparado com o ILPF. Portanto, práticas sustentáveis visando a manutenção da saúde do solo compreendem a adição de biomassa vegetal no solo e o não revolvimento, fomentando os parâmetros químicos e físicos.

A inserção de espécie fixadora de nitrogênio em consórcio com forrageiras pode ser uma importante estratégia para melhorar os aspectos físicos e químicos do solo. Mas, no presente estudo não surtiu efeito, visto que o consórcio foi estabelecido no mesmo ano de coleta das amostras. Sugere-se que estudos com cultivos consorciados sucessivos devem ser realizados, a fim de se averiguar o real potencial dos benefícios oriundos da incorporação dessa espécie nos sistemas integrados.

Por fim, visando a produção agropecuária sustentável, os sistemas integrados de produção (ILPF e IPF) são uma ótima opção, pois melhoram as propriedades químicas e físicas do solo, ao invés de pastagem com práticas de criação extensiva. Mas, observou-se o menor teor de MO e C:N nos sistemas, indicando que o revolvimento do solo pode acarretar perda de MO. O componente arbóreo pode fomentar o aporte de MO e sua decomposição, equilibrando a relação C:N do solo, concomitante com a quebra da compactação. O mesmo padrão foi observado para o restauro florestal, indicando que é uma ótima técnica para restauração de pastagens degradadas, quando o foco for somente conservação.

1.6 Referências Bibliográficas

ALAMU, E. O. et al. *Gliricidia sepium* (Jacq.) Walp Applications for Enhancing Soil Fertility and Crop Nutritional Qualities: A Review. **Forests**, v. 14, n. 3, p. 1-13, 2023. <https://doi.org/10.3390/f14030635>

ALBERTI, G. et al. Tree functional diversity influences belowground ecosystem functioning. **Applied Soil Ecology**, v. 120, p. 160–168, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.038>

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

ÁLVAREZ, E. R.; CASTIBLANCO, J. S.; MONTOYA, M. M. Sustainable intensification of palm oil production through cattle integration: a review. **Agroecology and Sustainable Food Systems**, v. 48, n. 3, p. 313-331, 2024. <https://doi.org/10.1080/21683565.2023.2299012>

ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. **PERMANOVA+ for PRIMER: A guide to software and statistical methods**. Plymouth: PRIMER-E Ltd., 2008.

ARAÚJO, N. C. A. et al. Soil chemical and microbiological attributes under integrated production system in Oxisol of degraded pasture. **Australian Journal of Crop Science**, v. 14, n. 11, p. 1772-1778. 2020. <http://doi.org/10.21475/ajcs.20.14.11.p2535>

AVENDAÑO-YÁÑEZ, M. Leguminous trees from tropical dry forest generate fertility islands in pastures. **Arid and Land Research and Management**, v. 32, n. 1, p. 1-14, 2017. <https://doi.org/10.1080/15324982.2017.1377782>.

BARROS, F.M. et al. Spatial and seasonal responses of diazotrophs and ammonium-oxidizing bacteria to legume-based silvopastoral systems. **Applied Soil Ecology**, v. 158, p.1-9, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103797>

BERNARDI, A. C. C. et al. Spatial variability of soil fertility in an integrated crop livestock forest system. **Advances in Animal Biosciences**, v. 8, n. 2, p. 590–593, 2017. <https://doi.org/10.1017/s2040470017001145>

BESSI, D. et al. Decomposition and stabilization of the organic matter in integrated livestock production systems. **Agroforestry Systems**, v. 96, n. 6, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10457-024-01044-0>

BETTIOL, W. et al. **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília: Embrapa; Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2023. 788 p. <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1153147>

BIELUCZYK, W. **Crescimento e decomposição de raízes finas e qualidade do solo sob sistemas integrados de agricultura, pecuária e floresta (São Carlos, SP)**. 2018. Tese (Doutorado em Química na Agricultura e Meio Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018. <https://doi.org/10.11606/T.64.2018.tde-24102018-151618>. Acesso em: 10 jul 2024

BIELUCZYK, W. et al. Forest restoration rehabilitates soil multifunctionality in riparian zones of sugarcane production landscapes. **Science of Total Environment**. v. 888, p. 1-15, 2023b. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164175>

BIELUCZYK, W. et al. Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. **Geoderma** v. 371, p. 1-14, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368>

BIELUCZYK, W. et al. Linking above and belowground carbon sequestration, soil organic matter properties, and soil health in Brazilian Atlantic Forest restoration. **Journal of Environmental Management**, v. 344, p. 1-15, 2023a. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118573>

BONETTI, J. A. et al. Impact of a long-term crop-livestock system on the physical and hydraulic properties of an Oxisol. *Soil & Tillage Research*, v. 186, p. 280-291, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.003>

BONINI, C. S. B. & ALVES, M. C. Qualidade física de um Latossolo Vermelho em recuperação há dezessete anos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 4, p. 329-336, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000400001>

BRANCALION, P. H. S. et al. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856-867, 2016. <https://doi.org/10.1111/btp.12383>

CALDERANO FILHO, B. et al. **Os solos da Fazenda Canchim, Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste, São Carlos, SP: levantamento semidetalhado, propriedades e potenciais**. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS; São Carlos: Embrapa-CPPSE, 1998. 95 p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/335880/os-solos-da-fazenda-canchim-centro-de-pesquisa-de-pecuaria-do-sudeste-sao-carlos-sp-levantamento-semidetalhado-propriedades-e-potenciais>.

Acesso em: 10 jul. 2022.

COSTA, M. P. et al. A socio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestockforestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 1460–1471, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.063>.

COSTA, N. R. et al. Acúmulo de nutrientes e tempo de decomposição da palhada de espécies forrageiras em função de épocas de semeadura. **Bioscience Journal**, v. 31, n. 3, p. 818-829, 2015. <https://doi.org/10.14393/BJ-v31n3a2015-22434>

DAMIAN, J. M. Pastureland intensification and diversification in Brazil mediate soil bacterial community structure changes and soil C accumulation. **Applied Soil Ecology**, v. 160, p. 1-13, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103858>

DAY, R. W. & QUINN, G. P. Comparisons of Treatments After an Analysis of Variance in Ecology. **Ecological Monographs**, v. 59, n. 4, p. 433-463, 1989. <https://doi.org/10.2307/1943075>

DIAS, C. M. O. et al. Evaluation of dry matter production of different forage plants in the ilpf system (integration crop livestock forest) in the middle southwest region of baiano. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 12, p. 119978-119984, 2021. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n12-659>

DIAS, M. B. C. et al. *Brachiaria* and *Panicum maximum* in an integrated crop–livestock system and a second-crop maize system in succession with soybean. **The Journal of Agricultural Science**, v. 158, p. 206-217, 2020. <https://doi.org/10.1017/S0021859620000532>

FERNANDES, P. C. C.; CHAVES, S. S. F.; MARTORANO, L. G. Integração lavoura-pecuária-floresta na região Norte: avaliações de carbono do solo na Fazenda

Vitória em Paragominas, Pará. *In*: BUNGENSTAB et al. **ILPF: Inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta**. Brasília: Embrapa, 2019. P. 627-642. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/336122406_ILPF_inovacao_com_integracao_de_lavoura_pecuaria_e_floresta. Acesso em: 02 out. 2024.

FIGUEIREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G. R.; TOSTES, R. Propriedades físicas e matéria orgânica de um latossolo vermelho sob sistemas de manejo e cerrado nativo. **Bioscience Journal**, v. 24, n. 3, p. 24-30, 2008. <https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/6749>

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura - Sistemas al límite**. 1. ed. Roma: FAO, 2021. <https://doi.org/10.4060/cb7654es>

FREITAS, I. C. et al. Changing the land use from degraded pasture into integrated farming systems enhance soil carbon stocks in the Cerrado biome. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 46, n. 1, p. 1-12, 2024. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v46i1.63601>

GRISCOM, B. W. et al. Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 44, po. 1-6, 2017. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>

GROPPO, J. D. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**, v. 12, n. 15, p. 4765–4780, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4765-2015>.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. 2006. **Past 3**. Disponível em: <https://past.en.lo4d.com/windows> . Acesso em 03 mar. 2022.

HORA, R. C.; SOARES, J. J. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n.3, p. 323-329, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042002000300008>

HUANG, Y. et al. Positive effects of tree species diversity on litterfall quantity and quality along a secondary successional chronosequence in a subtropical forest.

Journal of Plant Ecology, v. 10, n. 1, p. 28-35, 2017.
<https://doi.org/10.1093/jpe/rtw115>

KABA, J. S. et al. Atmospheric nitrogen fixation by gliricidia trees (*Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp.) intercropped with cocoa (*Theobroma cacao* L.). **Plant and Soil**, v. 435, p. 323-336, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3897-x>

LEGENDRE, P; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. New York: Elsevier, 2012.

LEHMANN, J. et al. The concept and future prospects of soil health. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, p. 544–553, 2020.
<https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>.

LIMA, R.A.F. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**. v. 11, n. 1, p. 1–16, 2020.
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-20217-w>

NAKAYAMA, M.; TATENO, R. *In-situ* measurement of the effect of canopy tree fine roots on nitrogen availability in forest soil. **Rhizosphere**, v. 18, p. 1-10, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2021.100324>

NICODEMO, M. L. F. et al. Growth of native trees in two agroforestry systems. **Revista Árvore**, v. 40, n. 4, p. 639-648, 2016. <https://doi.org/10.1590/0100-67622016000400007>

OLIVEIRA, F. H. T.; NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; CANTARUTTI, R. B.; BARROS, N. F. Fertilidade do solo no sistema plantio direto. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 2, p. 393-486, 2002

OLIVEIRA, P. P. A. et al. Potential of integrated trees-pasture-based systems for GHG emission mitigation and improving soil carbon dynamics in the Atlantic forest biome, Southeastern of Brazil. **European Journal of Agronomy**, v. 158, p. 1-11, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2024.127219>

PEDRINHO, A. et al. Forest-to-pasture conversion and recovery based on assessment of microbial communities in Eastern Amazon rainforest. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 95, n. 3, p. 1–10, 2019.
<https://doi.org/10.1093/femsec/fiy236>

PEZZOPANE, J. R. M. et al. Forage productivity and nutritive value during pasture renovation in integrated systems. **Agroforestry Systems**, v. 93, p. 39–49, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0149-7>

PEZZOPANE, J. R. M. et al. Microclimate and soil moisture in a silvopastoral system in southeastern Brazil. **Bragantia**, v. 74, n. 1, p. 110–119, 2015. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.0334>

PEZZOPANE, J.R.M. et al. Animal thermal comfort indexes in silvopastoral systems with different tree arrangements. **Journal of Thermal Biology**, v. 79, p. 103–111, 2019. <https://doi.org/10.1016/J.JTHERBIO.2018.12.015>.

PILLON, C. N.; MIELNICZUK, J.; NETO, L. M. **Dinâmica da Matéria Orgânica no Ambiente**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2002. 41 p. <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/32409/1/documento-105.pdf>

PRIMAVESI, O. et al. **Ações de Gestão Ambiental: o Caso da Embrapa Pecuária Sudeste**. In: Congresso Associação Brasileira de Instituições de Pesquisa Tecnológica, 2008, João Pessoa. Os desníveis regionais e a inovação no Brasil: Os desafios para instituições tecnológicas: anais. João Pessoa: ABIPTI, 2008. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/40204/acoes-de-gestao-ambiental-o-caso-da-embrapa-pecuaria-sudeste>. Acesso em: 10 jul. 2022.

REZENDE, C. L. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 208–214, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.

ROCHA, F. I. et al. Soil type determines the Magnitude of soil fertility changes by forest-to-pasture conversion in western Amazonia. **Science of the Total Environment**, v. 856, p. 1-9, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158955> » <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158955>

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242-1251, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>

SANTOS, C.O.D. et al. Assessing the wall-to-wall spatial and qualitative dynamics of the brazilian pasturelands 2010-2018, based on the analysis of the landsat

data archive. **Remote Sensing**, v. 14, n. 4, p. 1-15, 2022a. <https://doi.org/10.3390/rs14041024>

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília: Embrapa, 2018. 531 p. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1094003>

SANTOS, J. V. D. et al. The long-term effects of intensive grazing and silvopastoral systems on soil physicochemical Properties, enzymatic activity, and microbial biomass. **Catena**, v. 219, p. 11, 2022b. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106619>

SCHNEIDER, M., MARQUES, A. A. B.; PERES, C. A. Brazil's Next Deforestation Frontiers. **Tropical Conservation Science**, v. 14, p. 1–9. 2021. <https://doi.org/10.1177/19400829211020472>

SILVA, A. A. et al. Effect of land uses and land cover on soil attributes in the southern Brazilian Amazon. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, p.1-21, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10342-y>

SILVA, L. A. & SOARES, J; J. Composição Florística de um Fragmento de Floresta Estacional Semidecídua no município de São Carlos – SP. **Revista Árvore**, v. 27, n.5, p. 647-656, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622003000500007>

SOUSA JUNIOR, J. G. et al. Modelos espectrais terrestres e orbitais na determinação de teores de atributos dos solos: potencial e custos. **Bragantia**, v. 70, n. 3, p. 610-621, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052011000300017>

SOUSA, C. E S. et al. Effects of integrating legumes or trees on soil C stock and organic matter dynamics in tropical grasslands. **Applied Soil Ecology**, v. 202, p. 1-8, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105560>

SPOHN, M. et al. Terrestrial ecosystems buffer inputs through storage and recycling of elements. **Biogeochemistry**, v. 156, p. 351-373, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00848-x>

TABOADA, M.A. et al. Grazing impacts on soil physical, chemical, and ecological properties in forage production systems. *In*: HATFIELD, J. L.; SAUER, T. S. **Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture**. EUA: American

Society of Agronomy and Soil Science Society of America, 2011, p. 301–320.
<https://doi.org/10.2136/2011.soilmanagement.c20>.

TEIXEIRA, et al. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017. 574 p. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>

TRITSCH, I. & LE TOURNEAU, F. M. Population densities and deforestation in the Brazilian Amazon: new insights on the current human settlement patterns. **Applied Geography**, v. 76, p. 163–172, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.09.022>.

VALANI, G.P. et al. Soil physical quality in the topsoil of integrated and non-integrated grazing systems in a Brazilian Ferralsol. **Soil & Tillage Research**, v. 220, p. 1-10, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105357>

VASQUEZ, E. et al. Pasture diversification affects soil macrofauna and soil biophysical properties in tropical (silvo)pastoral systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 302, p. 1-10, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107083>

WANG, J. J. et al. Long-term nitrogen addition suppresses microbial degradation, enhances soil carbon storage, and alters the molecular composition of soil organic matter. **Biogeochemistry**, v. 142, n. 2, p. 299–313, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-00535-4>

WEIL, R. R.; BRADY, N. C. **The Nature and Properties of Soils**. 15 ed. London: Pearson Education Limited, 2017.

YOON, J. et al. A coupled human–natural system analysis of freshwater security under climate and population change. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 4, p. 1-12, 2021. <https://doi.org/10.1073/pnas.202043111>

ZANINI, A. M. et al. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 1-11, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118734>

ANEXO I

A ordem cronológica de produção agrícola e adubações realizadas nos sistemas M e N são descritas a seguir: **i) sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) (dezembro 2007 - abril 2008)** – Adubação de base – N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹, Ca: 990 kg ha⁻¹, Mg: 495 kg ha⁻¹, Zn: 4 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 100 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹; **ii) rebrota do sorgo (abril 2008 – setembro 2008)** - Sem fertilização e incorporado ao solo; **iii) milho (*Zea mays* L.) (novembro 2008 – março 2009)** – Adubação de base - N: 28 kg ha⁻¹, P: 98 kg ha⁻¹, K: 161 kg ha⁻¹, Ca: 450 kg ha⁻¹, Mg: 225 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 80 kg ha⁻¹, P: 20 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹, S: 24 kg ha⁻¹; **iv) feijão guandu (*Cajanus cajan* cv. Mandarin) (abril 2009 – setembro 2009)** – P: 36 kg ha⁻¹; K: 30 kg ha⁻¹; **v) sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) (janeiro 2010 – maio 2010)** – Adubação de base - N: 30 kg ha⁻¹, P: 60 kg ha⁻¹, K: 90 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 100 kg ha⁻¹, P: 25 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹, Zn: 30 kg ha⁻¹; **vi) milho (*Zea mays* L.) (novembro 2010 – março 2011)** - Adubação de base - N: 47 kg ha⁻¹, P: 4,7 kg ha⁻¹, K: 47 kg ha⁻¹, Ca: 750 kg ha⁻¹, Mg: 375 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 125 kg ha⁻¹, K: 125 kg ha⁻¹; **vii) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (abril 2011 – agosto 2011)** – Adubação de base com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K: 48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; **viii) milho (*Zea mays* L.) (novembro 2011 – março 2012)** – Adubação de base - N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 120 kg ha⁻¹, P: 30 kg ha⁻¹, K: 120 kg ha⁻¹; **viv) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (abril 2013 – agosto 2013)** – Adubação de base com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K: 48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; **x) milho (*Zea mays* L.) (janeiro 2014 – abril 2014)** – Adubação de base - N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 100 kg ha⁻¹, P: 25 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹; **xi) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (maio 2014 – setembro 2014)** – Adubação de base com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K:

48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; **xii) milho (*Zea mays* L.) (outubro 2014 – fevereiro 2015)** – Adubação de base - N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 100 kg ha⁻¹, P: 25 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹; **xiii) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (abril 2015 – agosto 2015)** – Adubação de base com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K: 48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; Após o último cultivo de aveia em 2015, não houve adubação na área até 2022, quando foram realizadas as amostragens.

ANEXO II

As pastagens entre as faixas de árvores nos sistemas K e L receberam a seguinte fertilização anual de manutenção até o ano de 2022: **2008** – N: 48 kg ha⁻¹, P: 30,6 kg ha⁻¹, K: 51 kg ha⁻¹, Ca: 72 kg ha⁻¹, Mg: 36 kg ha⁻¹; B: 0,54 kg ha⁻¹, Cu: 0,24 kg ha⁻¹, Mn: 0,6 kg ha⁻¹, Zn: 2,7 kg ha⁻¹, S: 0,3 kg ha⁻¹; **2009** – N: 97,6 kg ha⁻¹, P: 24,4 kg ha⁻¹, K: 97,6 kg ha⁻¹; **2010** – N: 55 kg ha⁻¹; **2011** – N: 146,4 kg ha⁻¹, P: 36,6 kg ha⁻¹, K: 146,4 kg ha⁻¹; **2012** - sem adubação; **2013** – N: 65,66 kg ha⁻¹, P: 17,19 kg ha⁻¹, K: 56,88 kg ha⁻¹; **2014** - N: 65,66 kg ha⁻¹, P: 17,19 kg ha⁻¹, K: 56,88 kg ha⁻¹; **2015** - N: 65,66 kg ha⁻¹, P: 17,19 kg ha⁻¹, K: 56,88 kg ha⁻¹; **2016** – sem adubação; **2017** – N: 20,8 kg ha⁻¹, P: 5,2 kg ha⁻¹, K: 20,8 kg ha⁻¹; **2018** - N: 7,02 kg ha⁻¹, P: 1,75 kg ha⁻¹, K: 7,02 kg ha⁻¹; **2019** - N: 18,48 kg ha⁻¹, P: 4,62 kg ha⁻¹, K: 18,48 kg ha⁻¹; **2020** – N: 90 kg ha⁻¹; **2021** - N: 90 kg ha⁻¹; **2022** – sem adubação.

ANEXO III

Família	Nome científico	Autor	Nome Popular	Origem	CS*
Cannabaceae	<i>Trema micranthum</i>	(L.) Blume	pau pólvora	Nativa	P
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i>	(Spreng.) Taub.	canafístula	Nativa	P
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i>	Tul.	amendoim do campo	Nativa	NP
Myrtaceae	<i>Eungenia uniflora</i>	L.	pitanga	Nativa	NP
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i>	Raddi	aroeira pimenteira	Nativa	P
Fabaceae	<i>Schizolobium parahyba</i>	(Vell.) Blake	guapuruvu	Nativa	P
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i>	Mart.	açoita cavalo	Nativa	P
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i>	L.	calabura	Nativa	P
Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	(Jacq.) Kunth ex Walp.	gliricídia	Exótica	-
Fabaceae	<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	Benth.	sabiá	Nativa	P
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i>	Cham.	pau viola	Nativa	P
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	L.	mamão	Exótica	-
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i>	Mart.	mamoninha do cerrado	Nativa	P
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	(Spreng.) Harms	pau d'álho	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Albizia hassleri</i>	(Chodat) Burkart	farinha seca	Nativa	P
Peraceae	<i>Pera glabrata</i>	(Schott) Baill.	tamanqueiro	Nativa	P
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Lam.	mutambo	Nativa	P
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i>	(L.) Sleumer	marinheiro	Nativa	NP
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	(A.St.-Hil.) Ravenna	paineira	Nativa	NP
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	Trécul	embaúba	Nativa	P
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	capixingui	Nativa	P
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i>	Baill.	sangra d'água	Nativa	P
Fabaceae	<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	(Benth.) Brenan	angico vermelho	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	(Vell.) Morong	timboril	Nativa	P
Fabaceae	<i>Inga laurina</i>	(Sw.) Willd.	ingá amarelo	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i>	(DC.) T.D.Penn.	ingá do brejo	Nativa	NP
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	(Mart. ex DC.) Mattos	ipê amarelo	Nativa	NP
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	(Mart. ex DC.) Mattos	ipê roxo de bola	Nativa	NP
Bignoniaceae	<i>Handroanthus albus</i>	(Cham.) Mattos	ipê amarelo cascudo	Nativa	NP
Bignoniaceae	<i>Tabebuia roseoalba</i>	(Ridl.) Sandwith	ipê branco	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Myrocarpus frondosus</i>	Allemão	cabreúva	Nativa	NP
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i>	DC.	cereja do rio grande	Nativa	NP
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	L.	genipapo	Nativa	NP
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Müll.Arg.	peroba poca	Nativa	NP
Anacardiaceae	<i>Astronium urundeuva</i>	(M.Allemão) Engl.	aroeira preta	Nativa	NP
Malvaceae	<i>Pseudobombax tomentosum</i>	(Mart.) A.Robyns	embiruçu pelado	Nativa	NP
Malvaceae	<i>Eriotheca gracilipes</i>	(K.Schum.) A.Robyns	paineira do cerrado	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Machaerium paraguariense</i>	Hassl.	jacarandá branco	Nativa	NP
Malvaceae	<i>Ceiba glaziovii</i>	(Kuntze) K.Schum.	paineira branca	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	Mart. ex Hayne	jatobá do cerrado	Nativa	NP
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	Jacq.	guaritá	Nativa	NP

Família	Nome científico	Autor	Nome Popular	Origem	CS*
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	A.DC.	guatambu	Nativa	NP
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i>	(Spreng.) J.F.Macbr.	canela do brejo	Nativa	NP
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	(Raddi) Kuntze	jequitibá branco	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	L.	jatobá	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Myroxylon peruiferum</i>	L.f.	bálsamo	Nativa	NP
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i>	Perkins	saraguaji vermelho	Nativa	NP
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	(Spreng.) Mez	canelinha	Nativa	NP
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i>	(Bertol.) Kuntze	araucária	Nativa	NP

ANEXO IV

Variáveis	Profundidade	Sistemas integrados										
		K		L		M		N		G		
		Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	
pH (H2O)	0-20 cm	Média	5,73	6,25	5,55	6,53	5,68	6,07	5,63	6,03	5,83	6,08
		Desvio-padrão	0,361	0,409	0,259	0,367	0,147	0,314	0,207	0,175	0,393	0,397
		Mínimo	5,30	5,80	5,20	6,20	5,50	5,70	5,30	5,90	5,30	5,50
		Máximo	6,40	7,00	5,90	7,00	5,80	6,50	5,80	6,30	6,30	6,60
	20-40 cm	Média	5,50	5,95	5,45	5,92	5,38	5,33	5,28	5,22	5,63	5,95
		Desvio-padrão	0,190	0,373	0,207	0,431	0,133	0,216	0,183	0,371	0,459	0,414
		Mínimo	5,20	5,50	5,20	5,40	5,30	5,00	5,10	5,00	5,10	5,30
		Máximo	5,80	6,60	5,70	6,70	5,60	5,60	5,50	5,90	6,20	6,50
MO (g/dm ³)	0-20 cm	Média	21,2	17,2	21,7	20,3	19,0	14,3	20,7	14,3	24,3	18,0
		Desvio-padrão	1,94	2,79	4,80	2,07	2,53	3,08	4,13	2,07	2,66	1,55
		Mínimo	19,0	14,0	12,0	18,0	16,0	9,00	15,0	12,0	22,0	16,0
		Máximo	24,0	22,0	24,0	24,0	23,0	18,0	27,0	18,0	29,0	19,0
	20-40 cm	Média	11,2	9,33	12,7	13,7	10,7	9,83	10,0	8,50	12,0	11,2
		Desvio-padrão	2,48	2,25	1,86	3,33	1,03	2,64	1,41	1,38	1,41	1,17
		Mínimo	8,00	7,00	10,00	9,00	9,00	6,00	8,00	7,00	10,00	10,00
		Máximo	15,0	12,0	15,0	19,0	12,0	13,0	12,0	11,0	14,0	13,0

Variáveis	Profundidade	Sistemas integrados										
		K		L		M		N		G		
		Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	
P (mg/dm ³)	0-20 cm	Média	10,00	6,83	7,50	9,00	6,83	12,3	7,33	11,2	10,2	14,5
		Desvio-padrão	2,83	1,17	2,07	1,67	0,98	2,50	3,56	2,48	2,71	6,66
		Mínimo	7,00	6,00	4,00	6,00	5,00	8,00	4,00	8,00	7,00	9,00
		Máximo	15,0	9,00	10,00	11,0	8,00	15,0	14,0	15,0	15,0	24,0
	20-40 cm	Média	3,67	2,00	3,50	3,17	4,00	5,83	3,50	2,67	3,83	5,17
		Desvio-padrão	1,75	1,10	1,38	0,753	1,26	2,04	1,05	1,03	0,983	2,32
		Mínimo	1,00	1,00	2,00	2,00	2,00	3,00	2,00	1,00	2,00	2,00
		Máximo	6,00	4,00	6,00	4,00	5,00	9,00	5,00	4,00	5,00	8,00
K (mmolc/dm ³)	0-20 cm	Média	1,20	1,55	1,03	1,63	1,37	1,60	1,20	1,60	1,15	1,58
		Desvio-padrão	0,369	0,302	0,242	0,388	0,225	0,335	0,141	0,167	0,394	0,479
		Mínimo	0,800	1,00	0,800	1,20	1,00	1,20	1,00	1,40	0,800	1,10
		Máximo	1,70	1,90	1,40	2,20	1,70	2,00	1,40	1,90	1,70	2,40
	20-40 cm	Média	0,517	0,733	0,500	0,667	0,583	0,700	0,617	0,650	0,633	0,867
		Desvio-padrão	0,160	0,121	0,253	0,186	0,147	0,089	0,232	0,084	0,163	0,216
		Mínimo	0,300	0,500	0,300	0,500	0,400	0,600	0,400	0,500	0,500	0,600
		Máximo	0,700	0,800	1,000	0,900	0,800	0,800	1,000	0,700	0,900	1,200

Variáveis	Profundidade	Sistemas integrados										
		K		L		M		N		G		
		Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	
CaMg (mmolc/dm ³)	0-20 cm	Média	33,5	47,5	27,5	64,2	30,3	36,7	27,3	36,7	36,5	46,3
		Desvio-padrão	12,8	17,3	3,15	14,2	3,44	7,15	2,88	6,56	15,2	18,1
		Mínimo	24,0	28,0	24,0	38,0	26,0	29,0	24,0	32,0	21,0	28,0
		Máximo	59,0	72,0	33,0	77,0	34,0	47,0	31,0	48,0	61,0	71,0
	20-40 cm	Média	22,7	32,5	21,8	30,5	22,0	24,2	20,5	22,0	25,3	31,3
		Desvio-padrão	3,14	11,2	2,93	8,57	2,10	2,48	2,59	4,05	8,94	9,16
		Mínimo	19,0	23,0	19,0	25,0	20,0	21,0	16,0	16,0	17,0	20,0
		Máximo	27,0	48,0	27,0	47,0	26,0	26,0	23,0	28,0	40,0	47,0
CTC (mmolc/dm ³)	0-20 cm	Média	67,5	67,8	65,0	85,3	51,8	56,7	50,7	54,2	61,3	67,3
		Desvio-padrão	10,4	15,7	4,05	13,3	4,62	7,87	3,14	6,21	14,8	16,5
		Mínimo	60,0	50,0	59,0	60,0	44,0	50,0	45,0	48,0	46,0	52,0
		Máximo	88,0	90,0	71,0	96,0	57,0	69,0	54,0	64,0	84,0	91,0
	20-40 cm	Média	48,5	55,3	53,7	57,5	44,8	46,2	42,7	44,5	50,0	50,8
		Desvio-padrão	3,62	9,75	7,23	5,17	3,06	2,64	4,08	4,46	7,69	8,89
		Mínimo	43,0	42,0	46,0	52,0	41,0	44,0	38,0	38,0	40,0	40,0
		Máximo	53,0	67,0	67,0	65,0	50,0	51,0	47,0	50,0	60,0	63,0

Variáveis	Profundidade	Sistemas integrados										
		K		L		M		N		G		
		Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	
N (%)	0-20 cm	Média	0,133	0,104	0,134	0,132	0,102	0,090	0,119	0,093	0,124	0,113
		Desvio-padrão	0,035	0,018	0,012	0,018	0,019	0,017	0,032	0,008	0,010	0,013
		Mínimo	0,071	0,086	0,116	0,116	0,076	0,064	0,092	0,080	0,117	0,098
		Máximo	0,165	0,125	0,146	0,168	0,119	0,110	0,174	0,102	0,144	0,129
	20-40 cm	Média	0,076	0,070	0,102	0,101	0,080	0,071	0,077	0,065	0,083	0,076
		Desvio-padrão	0,011	0,005	0,014	0,019	0,013	0,012	0,009	0,007	0,010	0,009
		Mínimo	0,060	0,065	0,084	0,085	0,058	0,052	0,066	0,057	0,072	0,067
		Máximo	0,093	0,079	0,126	0,138	0,094	0,089	0,088	0,074	0,101	0,090
C (%)	0-20 cm	Média	1,66	1,32	1,68	1,60	1,28	1,17	1,50	1,20	1,64	1,46
		Desvio-padrão	0,476	0,287	0,154	0,275	0,256	0,256	0,416	0,122	0,159	0,194
		Mínimo	0,862	1,00	1,44	1,37	0,955	0,776	1,12	1,04	1,49	1,24
		Máximo	2,18	1,66	1,80	2,15	1,52	1,46	2,18	1,32	1,93	1,74
	20-40 cm	Média	0,975	0,884	1,27	1,23	1,05	0,933	1,01	0,876	1,09	1,03
		Desvio-padrão	0,209	0,096	0,222	0,260	0,182	0,183	0,135	0,105	0,141	0,137
		Mínimo	0,646	0,751	1,02	0,933	0,775	0,622	0,846	0,730	0,955	0,901
		Máximo	1,28	0,996	1,64	1,69	1,24	1,17	1,15	0,999	1,37	1,26

Variáveis	Profundidade	Sistemas integrados										
		K		L		M		N		G		
		Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	
C:N	0-20 cm	Média	12,5	12,6	12,5	12,1	12,6	13,0	12,6	12,9	13,2	12,9
		Desvio-padrão	0,680	0,634	0,547	0,482	0,267	0,492	0,332	0,513	0,363	0,374
		Mínimo	11,3	11,6	11,6	11,5	12,1	12,0	12,1	12,0	12,6	12,5
		Máximo	13,2	13,5	13,3	12,8	12,8	13,3	12,9	13,3	13,7	13,5
	20-40 cm	Média	12,8	12,6	12,4	12,2	13,1	13,0	13,1	13,4	13,1	13,5
		Desvio-padrão	1,10	0,682	0,537	0,728	0,509	0,527	0,355	0,334	0,626	0,376
		Mínimo	10,7	11,5	11,7	11,0	12,1	12,1	12,6	12,8	12,3	13,0
		Máximo	13,7	13,4	13,1	13,0	13,6	13,6	13,5	13,7	13,8	13,9
Arg (g/kg)	0-20 cm	Média	270,5	262,2	224,0	240,0	258,2	244,7	252,5	252,2	249,2	255,8
		Desvio-padrão	49,2	32,1	61,5	51,6	24,5	48,8	29,0	14,6	29,5	46,6
		Mínimo	208,0	199,0	136,0	176,0	214,0	156,0	205,0	228,0	213,0	192,0
		Máximo	352,0	286,0	292,0	313,0	286,0	274,0	284,0	267,0	296,0	320,0
	20-40 cm	Média	295,8	313,2	258,2	278,0	263,0	251,2	288,7	301,0	286,2	253,2
		Desvio-padrão	43,4	29,9	31,2	43,4	29,9	46,9	24,7	20,6	29,6	46,7
		Mínimo	233,0	260,0	220,0	203,0	226,0	190,0	242,0	265,0	243,0	175,0
		Máximo	351,0	338,0	308,0	332,0	300,0	306,0	314,0	328,0	333,0	311,0

Variáveis	Profundidade	Sistemas integrados										
		K		L		M		N		G		
		Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	Linha	Entrelinha	
Dens (g/cm ³)	0-20 cm	Média	1,55	1,59	1,50	1,49	1,52	1,59	1,46	1,56	1,53	1,51
		Desvio-padrão	0,082	0,027	0,034	0,048	0,084	0,016	0,091	0,107	0,045	0,048
		Mínimo	1,44	1,55	1,45	1,44	1,40	1,56	1,33	1,36	1,46	1,42
		Máximo	1,65	1,63	1,54	1,55	1,61	1,61	1,61	1,66	1,59	1,56
	20-40 cm	Média	1,51	1,50	1,46	1,49	1,43	1,55	1,47	1,51	1,36	1,46
		Desvio-padrão	0,073	0,027	0,049	0,039	0,059	0,044	0,048	0,085	0,078	0,066
		Mínimo	1,40	1,47	1,40	1,45	1,34	1,50	1,41	1,38	1,26	1,38
		Máximo	1,60	1,54	1,52	1,55	1,47	1,61	1,53	1,64	1,43	1,56

ANEXO V

Variáveis	Profundidade	Estatísticas	Usos do solo					
			ILPF-G	IPF	ILPF	FOR	PAS	RES
pH (H2O)	0-20 cm	Média	6,08	6,39	6,05	5,44	5,72	5,44
		Desvio-padrão	0,397	0,399	0,243	0,507	0,380	0,232
		Mínimo	5,50	5,80	5,70	4,60	5,10	5,00
		Máximo	6,60	7,00	6,50	6,50	6,50	5,80
	20-40 cm	Média	5,95	5,93	5,28	5,07	5,43	5,33
		Desvio-padrão	0,414	0,385	0,296	0,396	0,282	0,226
		Mínimo	5,30	5,40	5,00	4,40	4,80	5,00
		Máximo	6,50	6,70	5,90	5,80	5,80	5,70
MO (g/dm ³)	0-20 cm	Média	18,0	18,8	14,3	47,3	29,5	25,8
		Desvio-padrão	1,55	2,86	2,50	11,6	2,56	3,92
		Mínimo	16,0	14,0	9,0	30,9	23,7	20,1
		Máximo	19,0	24,0	18,0	78,6	34,5	33,6
	20-40 cm	Média	11,2	11,5	9,17	32,2	19,4	18,7
		Desvio-padrão	1,17	3,53	2,12	8,34	1,36	2,98
		Mínimo	10,00	7,00	6,00	19,8	16,2	13,2
		Máximo	13,0	19,0	13,0	54,9	21,9	23,4
P (mg/dm ³)	0-20 cm	Média	14,5	7,92	11,8	7,37	4,44	15,5
		Desvio-padrão	6,66	1,78	2,45	2,24	3,18	8,22
		Mínimo	9,00	6,00	8,00	3,73	1,80	3,90
		Máximo	24,0	11,0	15,0	11,6	14,8	28,2
	20-40 cm	Média	5,17	2,58	4,25	4,23	1,54	7,48
		Desvio-padrão	2,32	1,08	2,26	1,33	1,68	3,69
		Mínimo	2,00	1,00	1,00	2,33	0,575	3,38
		Máximo	8,00	4,00	9,00	7,23	7,41	15,3
K (mmolc/dm ³)	0-20 cm	Média	1,58	1,59	1,60	2,27	1,57	1,53
		Desvio-padrão	0,479	0,334	0,252	0,317	0,302	0,665
		Mínimo	1,10	1,00	1,20	1,92	1,08	0,616
		Máximo	2,40	2,20	2,00	2,69	1,92	2,77
	20-40 cm	Média	0,867	0,700	0,675	1,39	0,847	0,806
		Desvio-padrão	0,216	0,154	0,087	0,219	0,179	0,319
		Mínimo	0,600	0,500	0,500	1,08	0,616	0,385
		Máximo	1,20	0,900	0,800	1,69	1,31	1,39

Variáveis	Profundidade	Estatísticas	Usos do solo					
			ICLF-G	ILF	ICLF	FOR	PAS	RES
CaMg (mmolc/dm ³)	0-20 cm	Média	46,3	55,8	36,7	26,8	32,3	24,9
		Desvio-padrão	18,1	17,4	6,54	9,44	10,8	3,47
		Mínimo	28,0	28,0	29,0	13,0	15,0	19,0
		Máximo	71,0	77,0	48,0	53,0	57,0	30,0
	20-40 cm	Média	31,3	31,5	23,1	16,7	20,9	19,8
		Desvio-padrão	9,16	9,56	3,40	5,69	4,20	3,57
		Mínimo	20,0	23,0	16,0	6,00	12,0	15,0
		Máximo	47,0	48,0	28,0	27,0	26,0	26,0
CTC (mmolc/dm ³)	0-20 cm	Média	67,3	76,6	55,4	79,6	73,6	60,8
		Desvio-padrão	16,5	16,6	6,88	12,6	6,95	2,78
		Mínimo	52,0	50,0	48,0	64,7	64,7	56,1
		Máximo	91,0	96,0	69,0	109,5	87,5	65,5
	20-40 cm	Média	50,8	56,4	45,3	71,3	62,3	50,1
		Desvio-padrão	8,89	7,53	3,60	10,7	5,50	4,31
		Mínimo	40,0	42,0	38,0	55,7	54,5	43,5
		Máximo	63,0	67,0	51,0	96,0	72,5	59,8
N (%)	0-20 cm	Média	0,113	0,118	0,091	0,253	0,093	0,108
		Desvio-padrão	0,013	0,023	0,013	0,039	0,015	0,018
		Mínimo	0,098	0,086	0,064	0,204	0,065	0,079
		Máximo	0,129	0,168	0,110	0,362	0,115	0,135
	20-40 cm	Média	0,076	0,086	0,068	0,168	0,073	0,083
		Desvio-padrão	0,009	0,021	0,010	0,030	0,012	0,015
		Mínimo	0,067	0,065	0,052	0,124	0,058	0,063
		Máximo	0,090	0,138	0,089	0,240	0,100	0,106
C (%)	0-20 cm	Média	1,46	1,46	1,19	2,51	1,28	1,27
		Desvio-padrão	0,194	0,306	0,192	0,483	0,207	0,170
		Mínimo	1,24	1,00	0,776	1,87	0,881	0,963
		Máximo	1,74	2,15	1,46	3,92	1,58	1,54
	20-40 cm	Média	1,03	1,06	0,904	1,71	0,993	0,996
		Desvio-padrão	0,137	0,260	0,145	0,345	0,152	0,146
		Mínimo	0,901	0,751	0,622	1,23	0,730	0,788
		Máximo	1,26	1,69	1,17	2,71	1,29	1,26

Variáveis	Profundidade	Estatísticas	Usos do solo					
			ICLF-G	ILF	ICLF	FOR	PAS	RES
C:N	0-20 cm	Média	12,9	12,3	13,0	9,87	13,7	11,8
		Desvio-padrão	0,374	0,599	0,481	0,449	0,501	0,596
		Mínimo	12,5	11,5	12,0	9,15	13,0	10,5
		Máximo	13,5	13,5	13,3	10,8	14,8	12,7
	20-40 cm	Média	13,5	12,4	13,2	10,2	13,7	12,2
		Desvio-padrão	0,376	0,708	0,458	0,481	0,655	0,758
		Mínimo	13,0	11,0	12,1	9,45	12,6	11,1
		Máximo	13,9	13,4	13,7	11,3	14,7	13,0
Arg (g/kg)	0-20 cm	Média	255,8	251,1	248,4	415,6	211,3	249,4
		Desvio-padrão	46,6	42,6	34,6	72,1	31,9	32,3
		Mínimo	192,0	176,0	156,0	229,0	148,0	213,0
		Máximo	320,0	313,0	274,0	493,0	256,0	305,0
	20-40 cm	Média	253,2	295,6	276,1	438,2	212,1	276,9
		Desvio-padrão	46,7	40,0	43,2	57,4	42,9	38,0
		Mínimo	175,0	203,0	190,0	279,0	153,0	200,0
		Máximo	311,0	338,0	328,0	518,0	318,0	333,0
Dens (g/cm ³)	0-20 cm	Média	1,51	1,54	1,58	1,26	1,56	1,56
		Desvio-padrão	0,048	0,066	0,075	0,068	0,047	0,032
		Mínimo	1,42	1,44	1,36	1,09	1,47	1,50
		Máximo	1,56	1,63	1,66	1,34	1,62	1,64
	20-40 cm	Média	1,46	1,50	1,53	1,29	1,56	1,57
		Desvio-padrão	0,066	0,032	0,067	0,073	0,039	0,041
		Mínimo	1,38	1,45	1,38	1,17	1,51	1,50
		Máximo	1,56	1,55	1,64	1,46	1,64	1,64

ANEXO VI

Hipóteses	pH	MO	P	K	CaMg	CTC	N	C	C:N	Arg	Dens
0-20 cm											
Entre sistemas e usos	6,56*	33,9*	8,21*	6,10*	5,91*	10,8*	16,4*	11,1*	34,0*	9,13*	21,1*
<i>Análise de linhas de árvores</i>											
H1: Linhas vs Entrelinhas	36,4*	21,9*	7,57	26,0*	26,7*	3,16	5,34	5,01	0,013	0,005	4,16
<i>Relações</i>	L < E	L > E		L < E	L < E						
H2: Linhas vs Restauro	8,59	11,3*	13,4*	4,16	9,19*	1,20	2,37	7,16	27,3*	0,014	5,07
<i>Relações</i>		L < R	L < R		L > R				L > R		
<i>Análise de entrelinhas entre sistemas</i>											
H3: Dentro de IPF (K x L)	1,68	5,52	6,46	0,135	3,15	3,93	7,58	3,65	2,47	0,966	23,4
H4: Dentro de ILPF (M x N)	0,040	0,032	0,605	0,011	0,002	0,359	0,406	0,235	0,075	0,334	0,286
H5: IPF x ILPF	6,50	14,2*	19,1*	0,023	10,6	16,2*	11,1*	5,75	8,70	0,005	2,32
<i>Relações</i>		IPF > ILPF	IPF < ILPF			IPF > ILPF	IPF > ILPF				
H6: ILPF-G vs IPF	2,47	0,189	13,0*	0,017	1,17	1,18	0,065	0,051	4,63	0,043	1,36
			G > IPF								
H7: ILPF-G vs ILPF	0,034	7,77	1,09	0,069	1,77	4,41	7,53	5,82	0,108	0,076	6,02
20-40 cm											
Entre sistemas e usos	6,10*	38,3*	9,74*	10,5*	5,57*	16,0*	15,4*	9,86*	19,7*	15,8*	22,7*
<i>Análise de linhas de árvores</i>											
H1: Linhas vs Entrelinhas	4,43	3,24	0,195	14,4*	11,5*	2,10	4,43	3,36	0,055	0,013	9,97*
<i>Relações</i>				L < E	L < E						L < E
H2: Linhas vs Restauro	2,10	79,8*	21,3*	8,55	4,47	2,24	0,111	1,58	11,7*	0,039	43,4*
<i>Relações</i>		L < R	L < R						L < R		L < R
<i>Análise de entrelinhas entre sistemas</i>											
H3: Dentro de IPF (K x L)	0,028	6,97	5,31	0,703	0,083	0,501	32,8*	12,5	1,11	2,46	0,003
H4: Dentro de ILPF (M x N)	0,555	0,684	11,2	0,929	1,35	0,805	0,558	0,109	1,91	5,46	0,765
H5: IPF x ILPF	23,8*	3,28	4,48	0,051	9,24*	21,2*	7,55	2,89	12,9*	1,19	3,12
<i>Relações</i>	IPF > ILPF				IPF > ILPF	IPF > ILPF			IPF < ILPF		
H6: ILPF-G vs IPF	0,006	0,043	8,17	3,05	0,0003	2,24	0,699	0,013	16,2*	3,75	1,48
									G > IPF		
H7: ILPF-G vs ILPF	15,6*	4,78	0,667	6,68	7,72	2,64	2,77	2,88	2,13	0,988	3,72
<i>Relações</i>	G > ILPF										

* Letras grifadas em vermelho indicam diferenças significativas e suas relações.

ANEXO VII

Hipóteses	pH	MO	P	K	CaMg	CTC	N	C	C:N	Arg	Dens
0-20 cm											
<i>Análise de entrelinhas entre usos</i>											
H8: Sistemas vs Pasto	2,90	68,0*	22,0*	5,80	11,4*	22,6*	0,427	0,092	12,5*	24,0*	12,9*
<i>Relações</i>		S < P	S > P		S > P				S < P	S > P	S < P
H9: Sistemas vs Restauro	6,51	52,7*	15,7*	0,325	16,9*	0,005	1,74	0,144	11,5*	0,005	19,1*
<i>Relações</i>		S < R	S < R		S > R				S > R		S < R
H10: Restauro vs Pasto	1,04	1,53	58,1*	0,910	0,473	51,3*	3,61	0,005	34,5*	18,9*	0,702
<i>Relações</i>			R > P			R < P			R < P	R > P	
H11: Sistema vs Mata	19,2*	145,2*	1,63	109,4*	29,1*	45,4*	90,7*	65,5*	123,0*	70,2*	96,9*
<i>Relações</i>	S > M	S < M		S < M	S > M	S < M	S < M	S < M	S > M	S < M	S > M
H12: Restauro vs Mata	2,44	50,4*	9,15	30,1*	3,71	82,1*	73,8*	82,0*	57,9*	71,5*	211,4*
<i>Relações</i>		R < M		R < M		R < M	R < M	R < M	R > M	R < M	R > M
20-40 cm											
<i>Análise de entrelinhas entre usos</i>											
H8: Sistemas vs Pasto	2,90	68,0*	22,0*	5,80	11,4*	22,6*	0,427	0,092	12,5*	24,0*	12,9*
<i>Relações</i>		S < P	S > P		S > P				S < P	S > P	S < P
H9: Sistemas vs Restauro	6,51	52,7*	15,7*	0,325	16,9*	0,005	1,74	0,144	11,5*	0,005	19,1*
<i>Relações</i>		S < R	S < R		S > R				S > R		S < R
H10: Restauro vs Pasto	1,04	1,53	58,1*	0,910	0,473	51,3*	3,61	0,005	34,5*	18,9*	0,702
<i>Relações</i>			R > P			R < P			R < P	R > P	
H11: Sistema vs Mata	19,2*	145,2*	1,63	109,4*	29,1*	45,4*	90,7*	65,5*	123,0*	70,2*	96,9*
<i>Relações</i>	S > M	S < M		S < M	S > M	S < M	S < M	S < M	S > M	S < M	S > M
H12: Restauro vs Mata	2,44	50,4*	9,15	30,1*	3,71	82,1*	73,8*	82,0*	57,9*	71,5*	211,4*
<i>Relações</i>		R < M		R < M		R < M	R < M	R < M	R > M	R < M	R > M

* Letras grifadas em vermelho indicam diferenças significativas e suas relações.

CAPÍTULO 2

Sistemas integrados de produção e restauro florestal como estratégias de estoque de carbono equivalentes a um remanescente florestal

Resumo

O setor agropecuário contribuiu com 30% das emissões de gases do efeito estufa (GEE's) do Brasil em 2023, sendo a pecuária protagonista, responsável por 80% dessas emissões. Visto isso, sistemas integrados de produção agropecuária, conservação e restauração florestal são estratégias para mitigação dessas emissões, pois removem o carbono da atmosfera estocando tanto na biomassa, quanto no solo. Neste estudo avaliamos como diferentes usos do solo se comportam quanto a estrutura florestal; Se os sistemas integrados de produção e o restauro florestal são capazes de estocar o equivalente de carbono de um remanescente florestal em sua biomassa arbórea aérea viva (AGB), bem como no solo. E se os diferentes sistemas integrados de produção agropecuária diferem entre si quanto ao estoque de carbono da biomassa e do solo. Analisou-se três áreas de sistema de integração lavoura-pecuária-florestal (ILPF), duas áreas de integração pecuária-floresta (IPF), restauro florestal e remanescente florestal. Para análise da estrutura florestal utilizou-se os parâmetros área basal, densidade de indivíduos, estratificação e índice de volume de tronco (IVT). Para a estimativa da biomassa aérea foi utilizado equação alométrica, com fator de 47% para o teor de carbono de cada árvore. Amostras deformadas foram coletadas para determinação do teor de carbono no solo, enquanto amostras indeformadas foram realizadas para a determinação da densidade aparente do solo, nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm. As relações entre as variáveis de estrutura florestal foram analisadas através da Análise de Componentes Principais (ACP), enquanto as diferenças entre o estoque de carbono da AGB, do solo e o carbono total foram avaliadas através da Análise de Variância (ANOVA) com contrastes não-ortogonais. Os sistemas integrados apresentaram maior IVT médio e menor estratificação, exceto pelo ILPF-G. O ILPF-N apresentou baixa densidade de indivíduos e área basal, devido ao desbaste realizado na área. Já o ILPF-M, IPF-K e IPF-L apresentaram atributos semelhantes. O restauro e remanescente florestal apresentaram alta densidade de indivíduos e estratificação, concomitante com os maiores valores de área basal. O estoque de carbono oriundo da AGB foi relativamente similar entre as áreas e sistemas, exceto pelo ILPF-N e ILPF-G, apresentando menores valores. O remanescente florestal apresentou maior estoque de carbono no solo comparado com o ILPF e o restauro florestal, mas semelhante ao IPF. O estoque de carbono total foi maior no remanescente florestal e menor no ILPF, enquanto que no restauro florestal e IPF foram semelhantes ao remanescente florestal. Observou-se também que geralmente, o estoque de carbono total dos sistemas integrados é composto por cerca de 60% do solo e 40% da AGB, mesmo padrão exibido pelo remanescente florestal. Visto isso, os sistemas integrados de produção agropecuária, bem como restauro florestal, são capazes de reter quantias equivalentes de carbono oriundo da AGB quando comparados ao remanescente florestal. Em relação ao estoque de carbono do solo, práticas edáficas conservacionistas são necessárias para que se mantenha o carbono alocado no solo. Portanto, sistemas integrados de produção são uma ótima estratégia para a mitigação da emissão de GEE's, desde que conduzidas priorizando o manejo conservacionista do solo.

Palavras-chave: Solo; Biomassa; Carbono; ILPF; IPF.

2.1 Introdução

O aumento das emissões de carbono a partir das atividades antropogênicas fomenta as mudanças climáticas atualmente em curso (IPCC, 2018). Estas emissões são geradas principalmente pelo aumento da demanda mundial por alimentos, sendo que cerca de 25% das emissões de gases do efeito estufa (GEE's) provêm do desmatamento de áreas naturais para conversão em áreas de produção agropecuária (Ritchie; Rosado; Roser, 2022; Álvarez et al., 2024). Para atender a demanda por alimentos, o Brasil se tornou um dos maiores produtores agropecuários (Tritsch & Le Tourneau, 2016; Schneider; Marques; Peres, 2021), principalmente na produção pecuária com a intensificação da lotação de animais em pastagens (Pezzopane et al., 2021).

Em 2023, o setor agropecuário brasileiro foi responsável por cerca de 30% das emissões de GEE's, dos quais 80% devido à pecuária (503,5 MtCO_{2e}). Estas emissões são oriundas principalmente da fermentação entérica, ou seja, da digestão de celulose no estômago de animais ruminantes, responsável por 64,2% (405,1 MtCO_{2e}) do total, seguida pelos solos manejados, responsáveis por cerca de 30% (187,8 MtCO_{2e}) das emissões da pecuária, compreendendo dejetos de animais no pasto, decomposição de resíduos vegetais da produção agrícola e uso de fertilizantes sintéticos (SEEG, 2024).

Nesse contexto, sistemas integrados de produção são uma estratégia para promover uma agropecuária sustentável, visando à maior similaridade com ecossistemas naturais e aumentando a complexidade dos sistemas de cultivo, onde produções agrícolas, pecuárias e florestais são desenvolvidas na mesma área (Grosso et al., 2015; Costa et al., 2018; Pezzopane et al., 2019). Podem ser subdivididos em quatro tipos, como integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), lavoura-pecuária (ILP), lavoura-floresta (ILF) e pecuária-floresta (IPF). Diversos estudos mostram que

sistemas integrados aumentam a sustentabilidade da produção agropecuária contribuindo com o sequestro de CO₂, aumento de biomassa e volume de raízes, melhorando a fertilidade do solo e diversos atributos como os estoques de matéria orgânica, atividade microbiana e densidade (Bieluczyk et al., 2020; Cunha et al., 2021; Yadav et al., 2021; Damian et al., 2021; Muchane et al., 2020).

Os sistemas integrados são capazes de mitigar a emissão de GEEs, especialmente quando consorciados com árvores, pois removem o carbono da atmosfera estocando-o tanto na biomassa como no solo (Salton et al., 2014; Carvalho et al., 2014). Em 2023, 47% (132,5 MtCO_{2e}) da remoção das emissões de GEE's oriundas de solos agrícolas no Brasil foram atribuídas às pastagens de alto vigor, seguido pelos sistemas integrados, como ILPF, contribuindo com 41% (115,5 MtCO_{2e}) das remoções (SEEG, 2024). A biomassa das árvores desempenha um papel imprescindível no armazenamento de carbono, pois 92% do reservatório de carbono da vegetação terrestre está alocado nas florestas, armazenando até 80% de toda biomassa da Terra (Reichstein & Carvalhais, 2019; Bispo et al., 2020; Zeng et al., 2022).

Conseqüentemente, as florestas tropicais têm grande importância para o sequestro de carbono, especialmente quando em regeneração (Pan et al., 2011; Chazdon et al., 2016), pois possuem capacidade de armazenar em sua biomassa altos teores de carbono durante o processo sucessional (Chazdon et al.; 2007; Chazdon et al., 2016). Por exemplo, as remoções de gases do efeito estufa oriundas da alteração de uso da terra no Brasil em 2023 foram promovidas principalmente por áreas protegidas e vegetação secundária, correspondendo a 60% (386 MtCO_{2e}) e 39% (254 MtCO_{2e}), respectivamente (SEEG, 2024).

O sequestro de carbono ocorre através da incorporação na biomassa acima do solo (AGB), que compreende todo o componente vegetal em uma floresta, incluindo o estrato arbustivo-arbóreo, bem como plantas herbáceas, serapilheira e troncos caídos (Pan et al., 2011; Baccini et al., 2017). Além da AGB, outro estoque de carbono relevante em ecossistemas terrestres naturais é o do solo, que acumula aproximadamente três vezes mais carbono do que o encontrado na atmosfera e na vegetação terrestre (Schmidt et al., 2011; Santoiemma, 2018). A matéria orgânica do solo contém de quatro a seis vezes mais carbono do que toda a vegetação global, desempenhando um papel essencial no balanço de carbono (Weil & Brady, 2017). A capacidade do solo de armazenar carbono depende, principalmente, do aporte e taxa de mineralização da matéria orgânica, distribuição granulométrica e clima (Houghton; Hall; Goetz, 2009; Lal, 2016).

Os estoques de carbono dependem de uma série de fatores, mas para mitigar os efeitos da mudança climática, é necessário que os usos do solo contribuam para a redução das emissões dos GEE's e para a remoção do carbono da atmosfera, contribuindo também para a produção agropecuária (e.g., Mutuo et al., 2005; Torres et al., 2017; Ghale et al., 2022). Neste sentido, espera-se que práticas que aumentem a biomassa de espécies lenhosas e os estoques de carbono do solo aumentem a sustentabilidade de sistemas de produção agropecuária, aproximando-os de ecossistemas naturais (De Stefano & Jacobson, 2018).

Assim, o presente trabalho analisou o conteúdo de carbono estocado na biomassa acima do solo (AGB) e no solo em diferentes sistemas integrados de produção, restauração florestal e remanescente florestal. As seguintes questões foram avaliadas: 1) Diferenças de manejo e uso do solo influenciam a estrutura florestal e, assim, a AGB? 2) Os sistemas integrados de produção, bem como a restauração

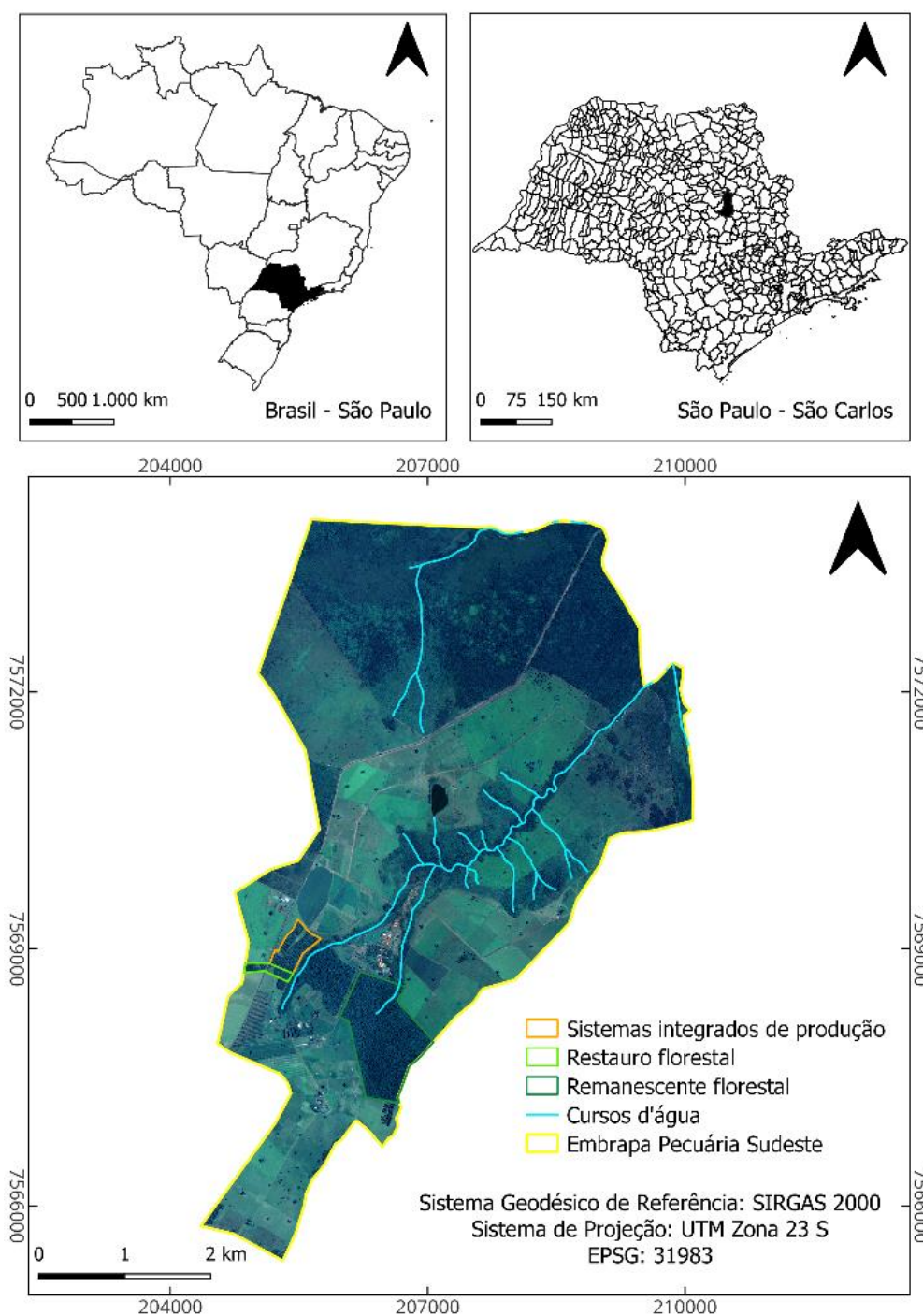
florestal são capazes de estocar quantidades semelhantes de carbono na AGB e no solo quando comparados com remanescente florestal? 4) Diferenças no manejo de sistemas integrados influenciam os estoques de carbono da AGB e do solo? 5) Há diferenças na contribuição da AGB e do solo nos estoques de carbono total de sistemas integrados de produção, restauro florestal e remanescente florestal?

2.2 Material e métodos

2.2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo foi conduzido em áreas experimentais da Fazenda Canchim, pertencentes à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Pecuária Sudeste (EMBRAPA – CPPSE), localizada nas coordenadas 7568936,91 m S e 206447,21 m E, no município de São Carlos, São Paulo, sudeste brasileiro (Figura 1). O clima é classificado como Cwa segundo Köppen, composto por estação chuvosa e quente, compreendendo os meses de outubro a março, e estação seca e fria, com duração de abril a setembro (Alvares et al., 2013). A média anual de temperatura é de 21,5°C, com umidade relativa anual de 75,6% e precipitação anual de 1.502 mm (Bernardi et al., 2017; Pezzopane et al., 2015). A altitude média é de 850 m, com declividades ente 3% e 5% (Pezzopane et al., 2015). A formação geológica da região é caracterizada como Serra Geral, composta por rochas vulcânicas de fluxos basálticos e arenitos da formação Botucatu-Pirambóia (Sousa Junior et al., 2011) com predomínio de Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) (Calderano Filho et al., 1998; Santos et al, 2018). As áreas experimentais incluíram sistemas integrados (ILPF e IPF), restauro florestal e remanescente florestal.

Figura 1. Localização da área de estudo.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

2.2.1.1 Sistemas integrados

Os sistemas integrados são compostos por pastagem de braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster), arborizado com espécies florestais nativas, tendo sido implantados entre dezembro de 2007 e janeiro de 2008, compreendendo renques

de três linhas de plantio, distanciados 22 m entre si a partir da linha central, com espaçamento de 2,5 m x 2,5 m entre indivíduos arbóreos, resultando em cerca de 545 árvores/hectare. Foram plantadas na linha central as seguintes espécies nativas: angico branco (*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan) e pau jacaré (*Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr.) (fixadoras de nitrogênio); canafistula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.), ipê felpudo (*Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureau ex Verl.) e jequitibá branco (*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze) (madeireiras). Para obter um microclima adequado para o desenvolvimento das espécies não pioneiras, foram plantadas duas linhas marginais compostas por capixingui (*Croton floribundus* Spreng.) e mutambo (*Guazuma ulmifolia* Lam.) (tutoras) (Figura 2).

Figura 2. Configuração da arborização dos sistemas integrados.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Na operação de pré-plantio houve a aplicação de herbicida glifosato 15 dias antes do plantio. No momento do plantio, como adubação de base, cada berço recebeu 30 g de calcário dolomítico, 100 g de fertilizante mineral NPK, de fórmula 8-28-16 e

10g de FTE BR12, que é um fertilizante de liberação lenta composto por micronutrientes. Cada muda ainda recebeu 2g de condicionante de solo (gel de poliacrilamida) dissolvida em 500 ml de água, para minimizar a necessidade de irrigação caso houvesse períodos de estiagem. As operações de manutenção compreenderam combate a formigas, roçagem e coroamento das mudas, para se evitar a competição com gramíneas invasoras. Em novembro de 2008, cada indivíduo arbóreo recebeu 100g de fertilizante mineral NPK de fórmula 8-28-16, e em março de 2009 50 g de sulfato de amônio. As linhas de plantio foram protegidas do gado por cercas eletrificadas (Nicodemo et al., 2016).

Os sistemas integrados são subdivididos em dois sistemas, integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), nomeados M (1,20 ha), N (1,90 ha) e G (2,14); e pecuária-floresta (IPF), nomeados K (3,76 ha) e L (4,00 ha) (Figura 3). De modo geral, as zonas de manejo não diferem quanto ao tipo de solo, compostas por Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd), exceto pela área K, em que há predomínio de Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Associação de Nitossolo Vermelho Eutrófico (NVe) com Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) (Calderano Filho et al., 1998), de acordo com o com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos et al., 2018).

Figura 3. Sistemas integrados de produção (ILPF e IPF) com os tipos de solo em evidência.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

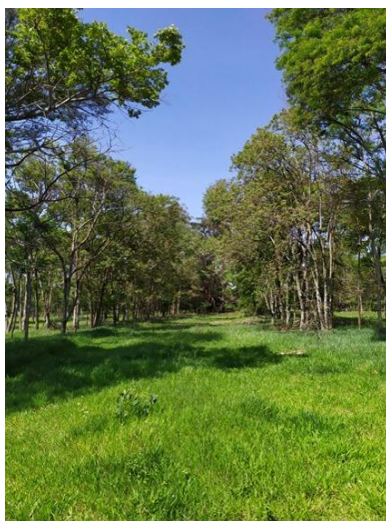
2.2.1.1.1 Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF)

Os sistemas que compõem o ILPF são o M, N e G, em que receberam diferentes manejos. O M e N receberam a mesma ordem cronológica de produções e adubações (ANEXO I), realizados através de preparo convencional do solo para plantio, mas diferentes desbastes.

Em 2012, os sistemas M e N receberam o primeiro desbaste, realizado de forma sistemática retirando-se 30% das linhas marginais, resultando em cerca de 435 árvores/hectare. O segundo desbaste foi realizado de maneira seletiva, observando os indivíduos arbóreos que possuíam menor desenvolvimento. Mas, foram realizados em épocas distintas. No sistema M foi realizado no ano de 2020, resultando em cerca de

365 árvores/ha (Figura 4), enquanto no N foi realizado em 2016, retirando-se 100 % das linhas marginais, o que resultou na densidade de cerca de 180 árvores/ha (Figura 5). Já o sistema G não foi submetido a manejo ou desbaste até o ano de 2022, em que a partir desse período, foi implantado o consórcio de pastagem de braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster) com feijão guandu (*Cajanus cajan* cv. Mandarin) (Figura 6).

Figura 4. Imagem do ILPF-M.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 5. Imagem do ILPF-N.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 6. Imagem do ILPF-G.

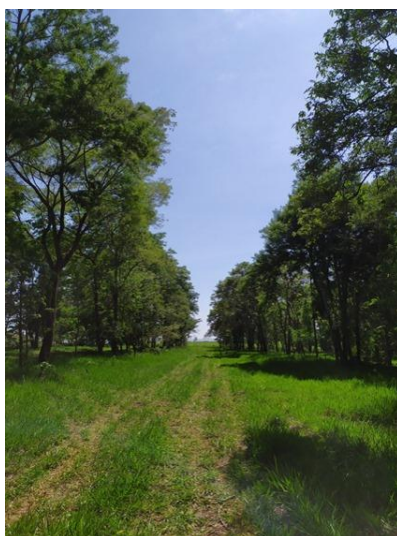


Fonte: elaborado pelo autor (2023).

2.2.1.1.2 Integração Pecuária-Floresta (IPF)

O IPF é composto pelos sistemas K e L, que receberam manejo idênticos em relação a adubação (ANEXO II) e desbastes. O primeiro desbaste foi realizado no ano de 2016 com caráter sistemático, retirando-se 50 % das linhas marginais, resultando em densidade de cerca de 350 árvores/ha. Em 2020, foi realizado o desbaste seletivo retirando-se os indivíduos menos desenvolvidos das linhas marginais a partir de observação empírica, resultando em cerca de 310 árvores/ha. Densidade de indivíduos mantida até os dias atuais (Figura 7).

Figura 7. Imagem do IPF (K e L).

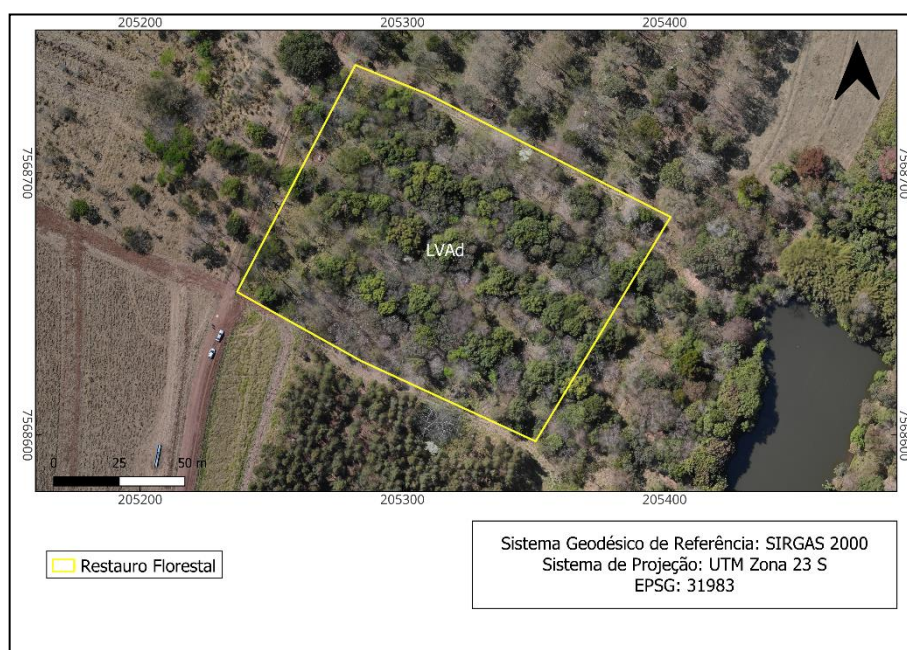


Fonte: elaborado pelo autor (2023).

2.2.1.2 Restauo florestal (RES)

O restauro florestal é resultado de um projeto de reflorestamento com espécies de floresta estacional semidecidual, pertencente à Embrapa/CPPSE (Primavesi et al., 2008). Compreende cerca de 1,31 hectares (Figura 8), composto por Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) (Calderano Filho et al., 1998).

Figura 8. Área do restauro florestal com o tipo de solo em evidência.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

No ano de 2006 foram plantadas cerca de 2.222 mudas/hectare, incluindo espécies pioneiras e não pioneiras (ANEXO III), nativas e exóticas, com espaçamento de 3 m x 2 m entre indivíduos arbóreos (Figura 9), com adubação idem ao item 2.1.1. O restauro tinha então 16 anos durante as amostragens.

Figura 9. Imagem do restauro florestal.

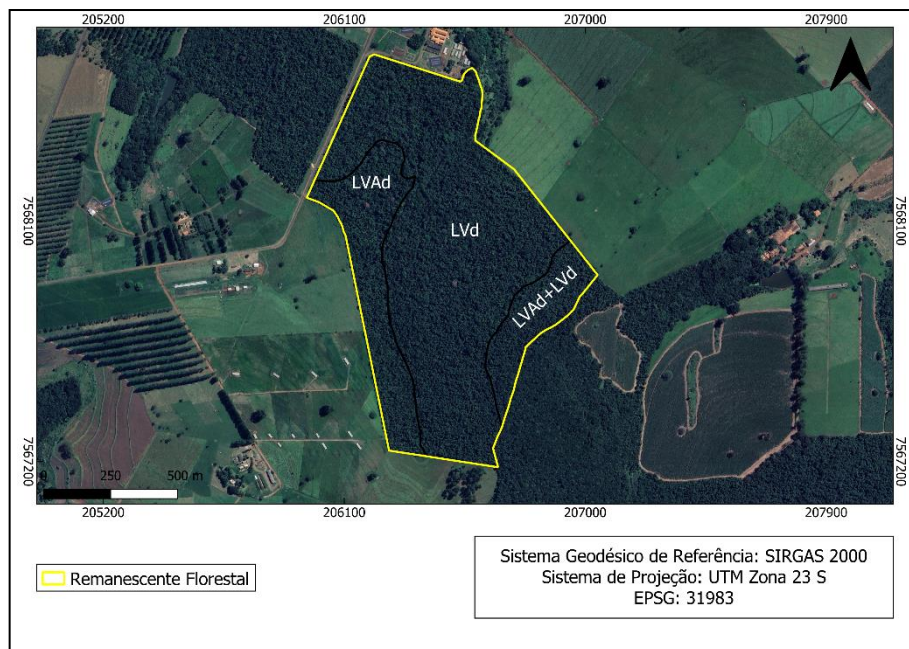


Fonte: elaborado pelo autor (2023).

2.2.1.3 Remanescente florestal (FOR)

O remanescente florestal é uma área de Reserva Legal da Fazenda Canchim, pertencente à Embrapa/ CPPSE. A fitofisionomia é definida como floresta estacional semidecidual, compreendendo aproximadamente 112 ha (Hora & Soares, 2002; Silva & Soares, 2003). O solo é composto por Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) (Figura 10) (Calderano Filho et al., 1998).

Figura 10. Área do remanescente florestal com os tipos de solo em evidência.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Em levantamento fitossociológico, Silva & Soares (2003) encontraram 146 espécies, pertencentes a 44 famílias botânicas e 96 gêneros, apresentando diversidade semelhante a florestas remanescentes do interior do Estado de São Paulo. A área ainda possui alta diversidade de lianas devido à heterogeneidade de habitats, proporcionado por eventos antrópicos e biológicos do passado (Figura 11) (Hora & Soares, 2002).

Figura 11. Imagem do remanescente florestal.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

2.2.2 Desenho amostral

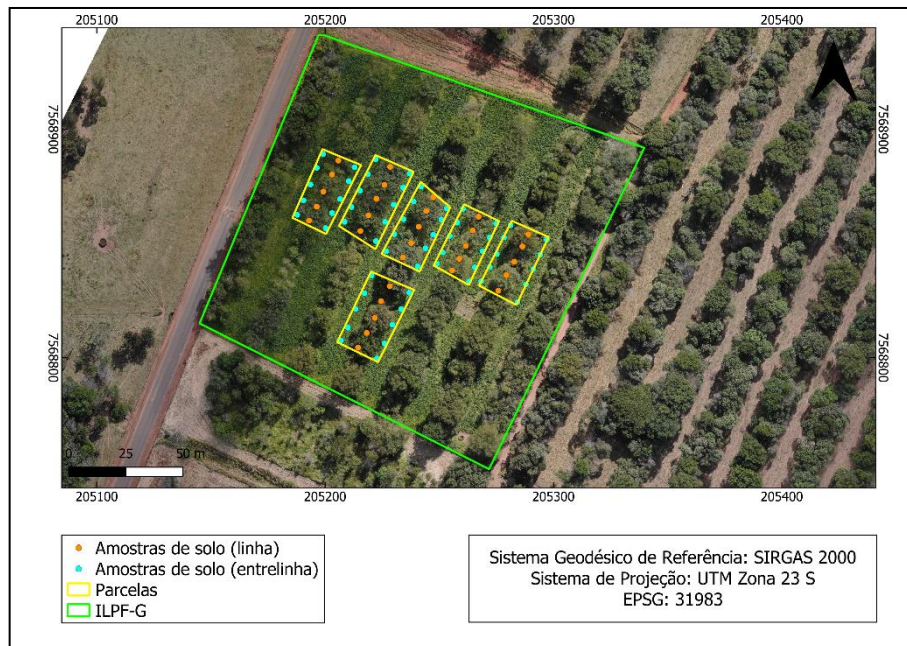
Nos sistemas integrados (ILPF e IPF) foram alocadas seis parcelas de 30 m x 22 m (660 m²) por sistema (K, L, M, N e G), totalizando 30 parcelas. Estas parcelas são de inventário contínuo, que já estavam alocadas na área. No restauro florestal foram alocadas 8 parcelas de 20 m x 20 m (400 m²). No remanescente florestal, os dados foram obtidos em seis parcelas, com dimensões de 10 m x 100 m, totalizando 1.000 m² cada para obtenção dos dados de vegetação (Cardoso; Nicodemo; Lacerda, 2020) e solo (Oliveira et al., 2024a).

2.2.3 Amostragem de solo

A amostragem de solo deformada para determinação do teor de carbono foi realizada nos meses de agosto a setembro de 2022, a partir da coleta de subamostras em cada parcela com auxílio de um trado holandês, nas profundidades 0-20 cm e 20-40 cm; as subamostras foram posteriormente homogeneizadas para se obter uma amostra única por parcela. Nos sistemas integrados (ILPF e IPF) foram coletadas cinco subamostras distantes cinco metros entre si na linha de árvores, enquanto dez

amostras foram coletadas nas entrelinhas (forrageiras), sendo cinco na entrelinha norte e cinco na entrelinha sul (Figura 12).

Figura 12. Amostragem de solo deformada realizada na linha e entrelinha dos sistemas integrados.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

No restauro florestal foram obtidas cinco subamostras por parcela, sendo quatro nas extremidades da parcela distantes no mínimo 3 metros da borda, e uma ao centro (Figura 13). No remanescente florestal, as amostras foram coletadas em seis trincheiras, realizadas em triplicata (Oliveira et al., 2024a).

Universidade Federal de São Carlos. As amostras foram retiradas do cilindro volumétrico e transferidas para formas de alumínio e, em seguida, secas em estufa a 105 °C durante 48 horas (Teixeira et al., 2017). As amostras do remanescente florestal foram manipuladas no laboratório de solo da Embrapa-CPPSE, de acordo com Oliveira et al. (2024a). A equação para determinação da densidade utilizada foi (Eq. 1):

$$D_s = \frac{ma}{V} \quad (1)$$

Onde:

D_s = Densidade do solo (g/cm^3);

ma = massa da amostra de solo seco a 105 °C (g);

V = volume do cilindro (cm^3).

2.2.4 Amostragem da vegetação

Entre os meses de março e abril de 2022 todos os indivíduos arbóreos vivos presentes no interior de cada uma das parcelas, com diâmetro altura do peito maior que 5,0 cm (DAP, a 1,30 m do solo, em cm), foram catalogados e suas variáveis biométricas mensuradas. O DAP foi determinado com auxílio de fita dendrométrica da marca Haglöff; enquanto a altura (m) foi medida com auxílio de régua telescópica de 15 m e clinômetro da marca Haglöff, utilizado se o indivíduo arbóreo apresentasse mais que 15 m. Caso o indivíduo apresentasse mais de um DAP, optou-se pelo cálculo do DAP equivalente (Eq. 2) (Soares; Neto; Souza, 2011):

$$D_{eq} = \sqrt{\sum DAP^2} \quad (2)$$

Onde:

D_{eq} = Diâmetro equivalente (cm);

DAP = Diâmetro à altura do peito (cm).

A espécie de cada indivíduo arbóreo foi identificada para obtenção da densidade da madeira, seguindo-se Chave et al. (2006).

2.2.5 Estimativas de carbono

2.2.5.1 Estrutura florestal

A estrutura florestal compreende as variáveis área basal (m^2), densidade de indivíduos por hectare, índice de volume do tronco (IVT) e estratificação, obtidas por parcela. A equação utilizada no cálculo da área basal é descrita a seguir (Eq. 3) (Soares; Neto; Souza, 2011):

$$AB = \frac{\pi * DAP^2}{40.000} \quad (3)$$

Onde:

AB = Área basal (m^2);

π = pi;

DAP = Diâmetro à altura do peito (cm).

Com o total de indivíduos observados em cada parcela, obtivemos a densidade de indivíduos por hectare.

O IVT foi calculado para cada indivíduo arbóreo, com seus respectivos dados de DAP e altura (Eq. 4) (Kohyama, 1987):

$$IVT = (DAP^2) * H \quad (4)$$

Onde:

IVT = Índice de volume de tronco;

DAP = Diâmetro altura do peito (cm);

H = Altura (m)

E por fim, a estratificação foi utilizada para saber a variabilidade da altura dos indivíduos arbóreos (Eq. 5) (Souza et al., 2013):

$$Estrat = \frac{s}{\mu} \quad (5)$$

Onde:

Estrat = Estratificação;

s = desvio padrão da altura;

μ = média da altura

2.2.5.2 Biomassa acima do solo (*Aboveground Biomass* - AGB)

O cálculo da AGB foi realizado através da equação alométrica desenvolvida por Chave et al. (2005) para o bioma Mata Atlântica, exclusivamente para árvores de floresta tropical úmida, com pluviosidade entre 1.500 mm e 3.500 mm ao ano e estiagem de um a quatro meses (Eq. 6):

$$AGB = \exp [-2,977 + \ln(\rho * DAP^2 * H)] \quad (6)$$

Onde:

AGB = Biomassa acima do solo seca (kg);

ρ = Densidade da madeira (g/cm³);

DAP = Diâmetro altura do peito (cm);

H = Altura (m).

2.2.5.3 Carbono da biomassa

Para determinação do carbono presente na AGB multiplicou-se o valor da biomassa por 0,47, conforme orientações do IPCC (2006).

2.2.5.4 Estoque de carbono no solo

O estoque de carbono (Mg/ha) foi calculado em cada camada de solo analisada, de acordo com a equação desenvolvida por Veldkamp (1994) (Eq. 7):

$$EC = (C * Ds * e)/10 \quad (7)$$

Onde:

EC = Estoque de carbono do solo (Mg/ha);

C = Teor de carbono (g/kg);

Ds = Densidade do solo (kg/dm³);

e = espessura da camada de solo analisada (cm).

Mas, como os cálculos de estoque de carbono devem ser realizados tendo como base massas equivalentes de solo, considerando a densidade do solo do remanescente

florestal como referência, aplicou-se a equação de correção do estoque nas áreas analisadas (Sisti et al., 2004) (Eq. 8):

$$C_s = \sum_{i=1}^{n-1} C_{ti} + \left[M_{tn} - \left(\sum_{i=1}^n M_{ti} - \sum_{i=1}^n M_{si} \right) \right] * C_{tn} \quad (8)$$

Onde:

C_s = estoque de C total, corrigido em função da massa de solo de uma área de referência (Mg/ha);

C_{ti} = estoque de C do solo da i -ésima camada no tratamento t .

M_{tn} = massa do solo da última camada (n) amostrada no tratamento (Mg/ha);

M_{ti} = massa do solo da i -ésima camada no tratamento t .

M_{si} = massa do solo da i -ésima camada na área de referência s .

C_{tn} = teor de C do solo na última camada (n) amostrada (Mg C/Mg solo).

2.2.5.5 Cálculo de carbono total

Para a obtenção do valor total de carbono de cada parcela, somou-se o total de carbono presente na AGB extrapolados para megagrama por hectare, e os estoques de carbono no solo corrigidos para profundidade de 0-40 cm, também em megagrama por hectare.

2.2.6 Análises estatísticas

As variáveis utilizadas para comparação entre as áreas estudadas foram Índice de Volume de Tronco médio (IVT), área basal (AB), estratificação (Estrat), densidade de indivíduos (Dens), biomassa acima do solo (AGB), carbono da AGB, estoque de carbono corrigido no solo e carbono total.

As diferenças na estrutura florestal entre os tratamentos foram avaliadas através de Análise de Componentes Principais (ACP) usando matriz de correlação, de forma que as diferentes variáveis foram normalizadas para que a média fosse igual a zero e variância igual a um. Apenas os eixos com autovalores maiores que um foram considerados (Legendre & Legendre 2012). As variáveis consideradas IVT, AB, Estrat e Dens, sendo a normalidade dos dados previamente avaliada através do teste Shapiro-Wilk; quando necessário, foram transformadas para logaritmo.

Para avaliar as diferenças nas estimativas de biomassa e carbono entre os sistemas ILPF, IPF, restauro florestal e remanescente florestal, utilizamos análise de variância simples (ANOVA) com contrastes não ortogonais (Anderson; Gorley; Clarke, 2008), para as variáveis carbono da AGB, estoque de carbono corrigido do solo e carbono total.

Os contrastes foram usados para se testar diferentes hipóteses conforme detalhado na Tabela 1. Primeiramente testamos se havia diferença entre o ILPF e IPF (H1). Em seguida, se há diferença entre o ILPF e o remanescente florestal (H2), bem como entre o IPF e remanescente florestal (H3), e restauro florestal e remanescente florestal (H4). Posteriormente, avaliamos se havia diferença entre o restauro florestal e o ILPF e IPF, respectivamente (H5 e H6).

Tabela 1. Peso dos contrastes não-ortogonais atribuídos aos grupos comparados nas hipóteses definidas.

Hipóteses	K	L	M	N	G	RES	FOR
H1: ILPF (M, N e G) x IPF (K e L)	1,5	1,5	-1	-1	-1	0	0
H2: ILPF (M, N e G) x FOR	0	0	1	1	1	0	-3
H3: IPF (K e L) x FOR	1	1	0	0	0	0	-2
H4: RES x FOR	0	0	0	0	0	1	-1
H5: ILPF X RES	0	0	1	1	1	-3	0
H6: IPF X RES	1	1	0	0	0	-2	0

Para controlar as taxas de erro do tipo I ou falso positivo, o método de Dunn-Sidák foi aplicado (Day & Quinn, 1989) (Eq. 9):

$$\alpha_1 = 1 - (1 - \alpha)^{1/m} \quad (9)$$

Onde:

α_1 : alfa ajustado;

α : alfa;

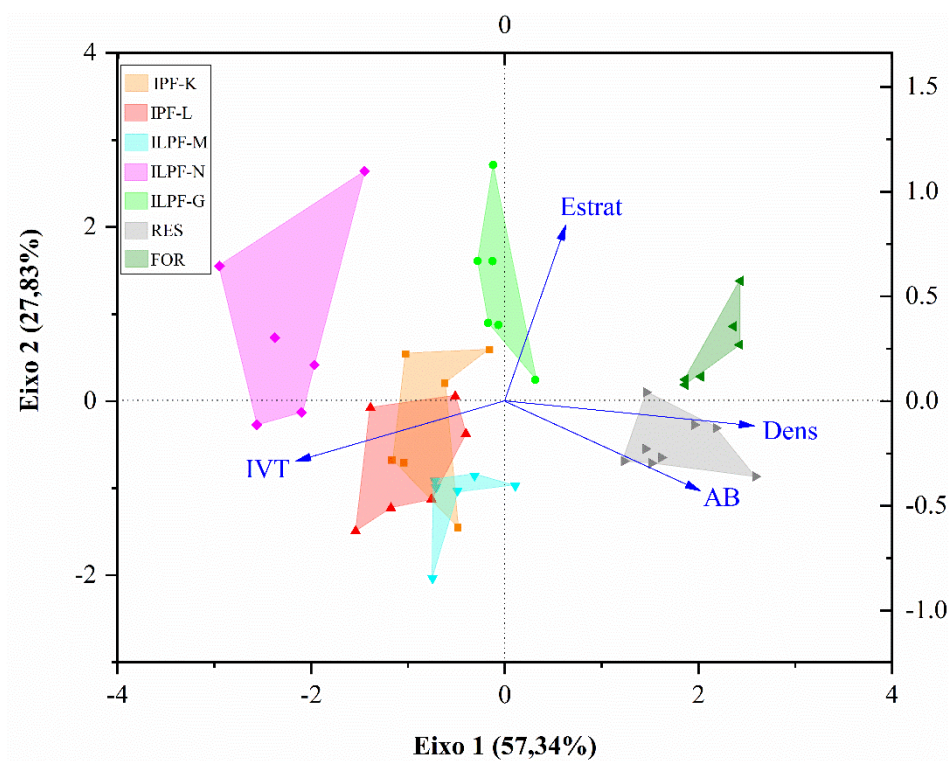
m : número de comparações.

Como foram testadas seis hipóteses (contrastos) para um nível de significância de 5%, o alfa ajustado foi $\alpha_1 = 0,0085$. Todas as análises foram feitas no *software* PRIMER/PERMANOVA 6.0 (Anderson; Gorley; Clarke, 2008). Possíveis correlações entre os estoques de carbono da AGB, do solo e total foram avaliadas de acordo com o coeficiente de correlação de Pearson.

2.3 Resultados

A ACP utilizando as variáveis estruturais da vegetação explicou 85,1% da variabilidade total do ILPF, IPF, restauro florestal e remanescente florestal, nos dois primeiros eixos. O primeiro eixo explicou 57,3% da variação (autovalor: 2,29) e foi positivamente relacionado com Dens e AB, mas negativamente relacionado com IVT. O segundo eixo explicou 27,8% da variação (autovalor: 1,13) e foi positivamente relacionado com Estrat (Figura 14).

Figura 14. Análise de Componentes Principais (ACP) dos parâmetros da estrutura florestal das áreas estudadas, integração pasto-floresta (IPF), integração lavoura pasto-floresta (ILPF), restauro (RES) e remanescente florestal (FOR). Os polígonos conectam as parcelas de cada área em cada tratamento.



Através da ACP foi possível observar que o ILPF-N possui baixa densidade de indivíduos e área basal, mas altos valores de IVT, compreendendo indivíduos arbóreos com maior DAP e altura, mas com baixo número de árvores. Já o ILPF-G apresentou alta estratificação e baixo IVT, demonstrando que é composto por indivíduos arbóreos de diversas alturas e diâmetros. O ILPF-M apresentou características semelhantes ao

IPF-K e IPF-L, apresentando alto IVT e baixa estratificação, indicando que os indivíduos arbóreos são de grande porte, apresentando homogeneidade. Por fim, o restauro e remanescente florestal apresentaram maior densidade de indivíduos e área basal, mas menor IVT, indicando indivíduos abundantes, mas com menores alturas e diâmetros.

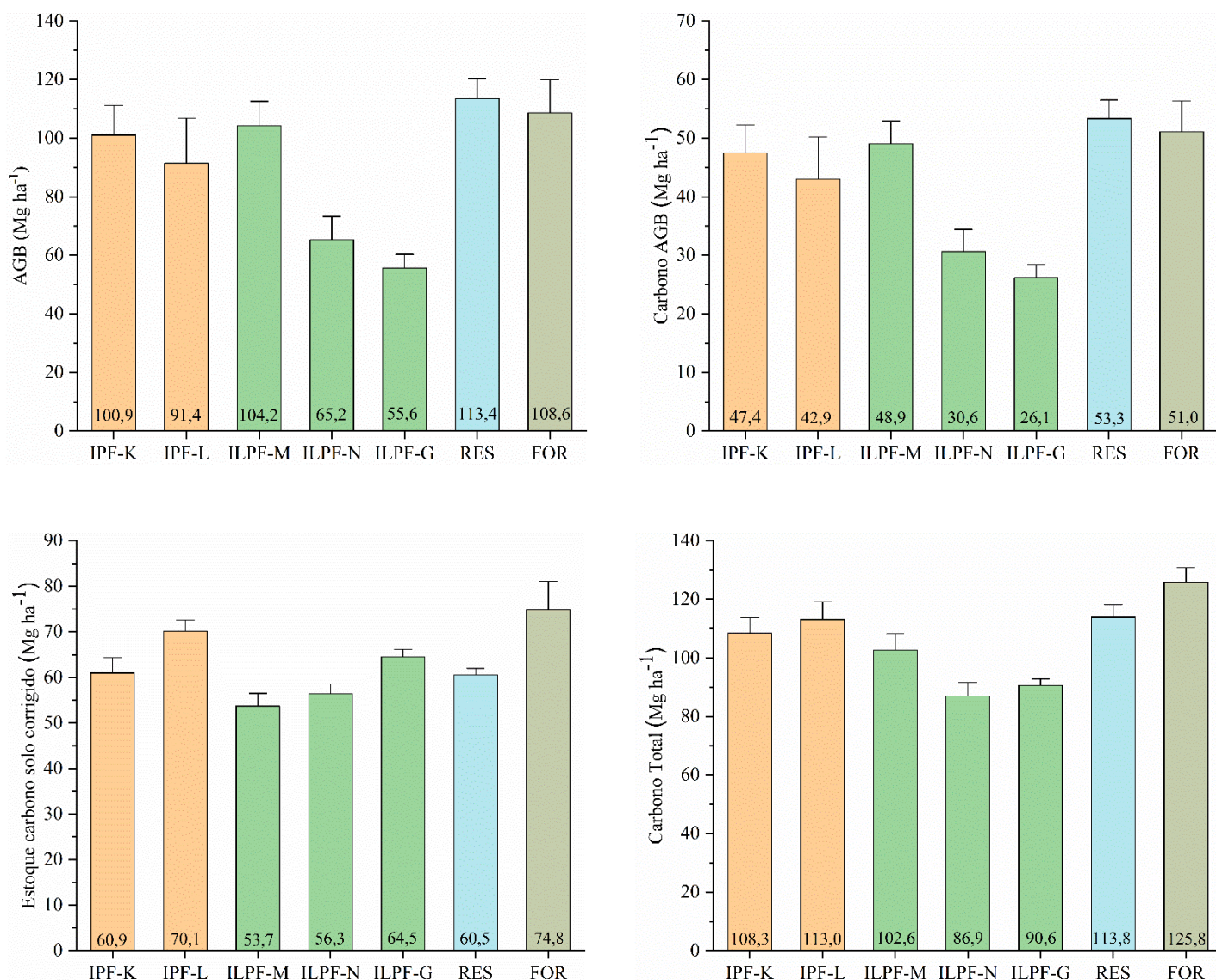
Em relação ao carbono da AGB, estoque de carbono corrigido do solo e carbono total, houve diferenças entre as áreas estudadas (Tabela 2). O estoque de carbono alocado na AGB foi relativamente similar entre áreas e sistemas, com exceção das áreas N e G do ILPF, que apresentaram menores valores (Figura 15), sendo que o carbono alocado na AGB do ILPF-N foi cerca de 62,6% daquele alocado no ILPF-M e do ILPF-G foi cerca de 53%. Os menores valores observados nestas áreas do ILPF resultaram em menor carbono da AGB quando comparado com o restauro (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados da ANOVA simples comparando o carbono da AGB (C-AGB) do solo (C-Solo) e total (C-Total) entre sistemas e usos do solo ($gl = 6, 37$), e dos contrastes não-ortogonais comparando as diferentes hipóteses.

Hipóteses	C-AGB	C-Solo	C-Total
	Pseudo-F		
Entre sistemas e usos	6,95*	6,23*	8,35*
H1: ILPF x IPF	4,15	6,27	13,9*
H2: ILPF x FOR	6,13	13,7*	28,3*
H3: IPF x FOR	0,767	2,75	5,28
H4: RES x FOR	0,239	8,13*	3,15
H5: ILPF X RES	11,9*	0,919	15,1*
H6: IPF X RES	2,5	2,08	0,302

* $P < 0,05$

Figura 15. Valores médios (+ Erro Padrão) do total de AGB, carbono da AGB, estoque de carbono corrigido do solo e carbono total das áreas estudadas, integração pasto-floresta (IPF), integração lavoura pasto-floresta (ILPF), restauração (RES) e remanescente florestal (FOR).



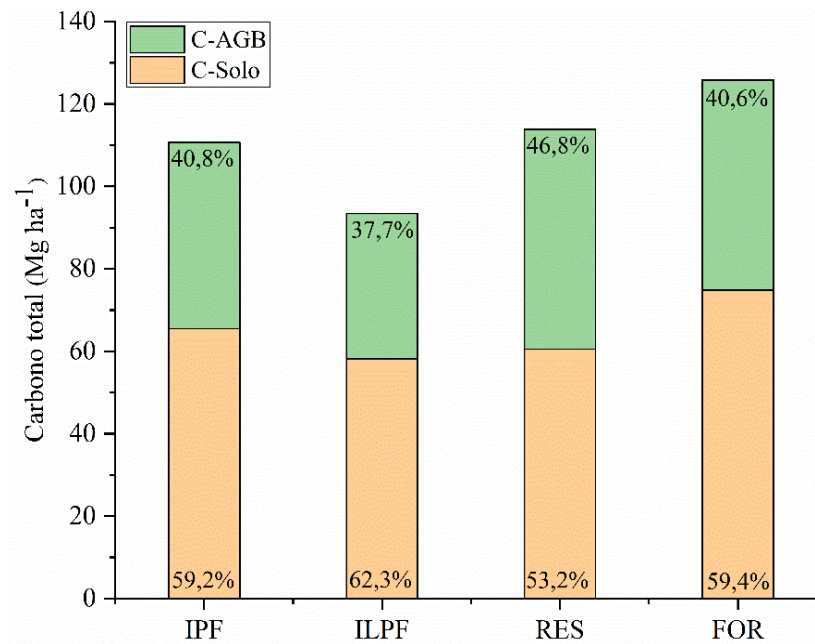
O estoque de carbono corrigido no solo apresentou maiores diferenças entre sistemas e usos do solo, com maiores valores no remanescente florestal (Figura 15). Foram verificadas diferenças significativas entre o remanescente e o ILPF (H2, Tabela 2), que apresentou 58,2 Mg ha⁻¹ em média, cerca de 78% do estoque no remanescente. O remanescente florestal também apresentou diferenças quando comparado com o restauração florestal (H4, Tabela 2), onde o estoque de carbono no solo foi de 81%

daquele observado no remanescente. Por fim, houve diferenças entre áreas do ILPF, com menores estoques em ILPF-M quando comparado com o ILPF-G, que apresentou 20% a mais de carbono estocado no solo.

Quando analisamos o valor de carbono total das áreas estudadas, que compreende a soma do carbono advindo da AGB e do estoque do solo, observamos que o ILPF apresentou menores valores que o IPF (H1) (Tabela 2), com valores médios de 93,4 Mg ha⁻¹ e 110,7 Mg ha⁻¹, respectivamente (Figura 15). Isso indica que o IPF possui 18,5% a mais de carbono estocado no sistema. O remanescente florestal apresentou os maiores valores de carbono total enquanto o ILPF os menores valores (Figura 14), resultando em diferenças significativas entre ambos (H2, Tabela 2). Além disso, o estoque de carbono total no ILPF também foi menor que no restauro, onde os estoques foram similares aos do remanescente (Figura 15).

Em posse dos dados levantados, foi possível inferir acerca da contribuição de cada compartimento, AGB e solo, para o valor do estoque de carbono total de cada área estudada. O carbono do solo contribuiu em média com 60% do total, com maior contribuição em áreas onde o carbono da AGB foi menor, como no ILPF (Figura 16). O mesmo padrão pode ser observado juntando-se as áreas de cada sistema, que apresentaram maior contribuição dos estoques de carbono do solo para o carbono total, padrão similar ao do remanescente, enquanto o restauro apresentou maior contribuição do carbono da AGB (Figura 16).

Figura 16. Contribuição do carbono oriundo do solo e AGB para o estoque total em diferentes sistemas de produção e usos do solo: integração pasto-floresta (IPF), integração lavoura pasto-floresta (ILPF), restauro (RES) e remanescente florestal (FOR).



A maior variação do carbono da AGB entre as áreas estudadas resultou em correlação positiva com o carbono total ($r = 0,841$, $P = 0,018$), enquanto o carbono do solo não apresentou esta correlação ($r = 0,646$, $P = 0,117$). Além disso, os estoques de carbono da AGB e do solo não foram correlacionados ($r = 0,131$, $P = 0,780$).

2.4 Discussão

Estrutura florestal

A estrutura florestal dos sistemas integrados reflete os manejos realizados, como desbastes, produção de cultivares agrícolas e fertilização. Os sistemas integrados apresentaram os maiores valores de IVT médio e menores de estratificação, exceto pelo ILPF-G, que foi a única área que não sofreu desbaste.

O desbaste de indivíduos arbóreos é amplamente utilizado em florestas manejadas, sendo que cerca de 51% das florestas globais são manejadas em diferentes escalas, alterando sua estrutura e função (Clarke et al., 2021; Huang et al., 2023; Gorrod et al., 2024). A redução da densidade de indivíduos arbóreos possibilita maior

entrada de luz e disponibilidade de recursos do solo para as árvores remanescentes, possibilitando melhor crescimento, aumentando a produção madeireira e o estoque de carbono acima do solo, além de promover a redução do estresse hídrico (Dang et al., 2018; Sohn et al., 2016; Ge et al., 2011; Wagle et al., 2023; Zhang et al., 2024).

De fato, as áreas com desbaste entre 30 e 50% (IPF-K, IPF-L, IPLPF-M) apresentaram maiores árvores, com maiores valores de IVT, além de ter menor estratificação, indicando crescimento mais homogêneo das árvores resultante do maior aporte de nutrientes para adubação de forrageiras (Stape et al., 2010; Sandonís-Pozo, 2023). Por outro lado, a área com maior desbaste (ILPF-N, cerca de 67%) teve os maiores valores absolutos de IVT, mas menor área basal e AGB (ANEXO IV). Estes resultados corroboram estudos em florestas temperadas, em que o desbaste moderado (20% a 35%) resultou em maior acúmulo de biomassa e carbono, enquanto desbastes mais intensos (35,1% a 59,9%) subsidiaram o crescimento individual das árvores remanescentes, mas não compensou a retirada do carbono pelo desbaste (Wang et al. 2024).

Apesar da área ILPF-G não ter sofrido desbaste, a densidade média foi similar às áreas IPF-K, IPF-L e ILPF-M, mas com maior estratificação. Sem o desbaste, a alta densidade inicial possivelmente resultou em forte competição, com maior mortalidade de árvores ao longo do tempo, aumentando a estratificação. Além disso, como houve o plantio de forrageiras apenas a partir de 2022, enquanto as demais áreas receberam forrageiras e adubação desde 2007/2008, possivelmente houve limitação dos nutrientes disponíveis para o crescimento das árvores no ILPF-G, resultando em indivíduos com menores alturas e diâmetros (Stape et al., 2010; Rozendaal et al., 2020), reduzindo o IVT.

Por outro lado, densidades bem maiores de árvores foram observadas nas áreas de restauro (cerca de duas vezes maior que nos sistemas integrados) e remanescente florestal (cerca de três vezes maior), mas com menores valores de IVT, resultando em maiores valores de área basal que os sistemas integrados. O remanescente apresentou maior densidade e estratificação que o restauro, que apresentou árvores maiores e maior área basal. Estes padrões foram similares a outro estudo comparando um remanescente florestal de mesma fitofisionomia do presente estudo, que apresentou menor área basal quando comparado com um restauro florestal implementado a 16 anos, mas maior densidade de indivíduos e estratificação (Nakasato; Souza; Bernardi, 2024).

As maiores densidades de árvores no remanescente e restauro estão relacionadas ao maior recrutamento de árvores nestas áreas, resultando em maiores densidades de árvores com menor DAP apesar de maiores alturas, como observado em outros remanescentes de florestas estacionais semidecíduas no sudeste brasileiro (e.g., Oliveira-Filho et al. 2001, Diniz et al. 2017). O recrutamento pode ser favorecido pela maior disponibilidade de luz ao nível do solo resultante da maior estratificação vertical da floresta, permitindo maior coexistência devido à partição da luz (Kohyama, 1993; Parker, 2020; Jin; Russo; Yu, 2018; Matsuo; Hiura; Onoda, 2022). Além disso, na estação seca as florestas estacionais semidecíduais perdem de 20% a 50% de sua folhagem (Carvalho, 2003; IBGE, 2012), o que pode contribuir para o desenvolvimento da vegetação.

Além do maior recrutamento, este remanescente apresenta forte dominância por espécies de sub-bosque de menor porte, chegando a 30% dos indivíduos, como *Metrodorea nigra* St. Hil. e *Actinostemon communis* (Mull. Arg.) Pax (Silva & Soares 2003). *M. nigra* que tem pequeno porte, geralmente com DAP < 10cm e é autocórica

com deiscência explosiva (Schwarcz et al. 2010, Barreto et al. 2021), representando 20% das árvores, com o maior valor de importância das espécies encontradas (Silva & Soares 2003). Esta espécie apresenta dominância em outros remanescentes de florestas estacionais semidecíduas (Metzger; Goldemberg; Bernacci, 1998; Durigan et al., 2000), chegando a quase 40% dos indivíduos numa área de 10,24 ha no estado de São Paulo (Barreto et al. 2021). Portanto, a dominância por espécies de sub-bosque e a possibilidade de maior recrutamento com maior disponibilidade de luz (e.g., Barreto et al. 2021) caracteriza a maior densidade de indivíduos com menor IVT neste remanescente, possivelmente em outros remanescentes também de floresta estacional semidecídua.

Estoques de carbono - AGB

As diferenças na estrutura florestal e no manejo dos sistemas integrados influenciaram os estoques de carbono da AGB das áreas estudadas, com maiores valores no restauro e no remanescente e maior variação entre as áreas dos sistemas integrados. Apesar de não haver diferenças entre IPF e ILPF, houve maior variação no ILPF devido ao maior desbaste (ILPF-N) e mortalidade (ILPF-G), resultando em menor estoque de carbono quando comparado com o remanescente, ao passo que IPF não apresentou diferença.

Os estoques de carbono no restauro e no remanescente foram similares, sendo os valores estimados dentro do intervalo observado tanto em florestas estacionais semidecíduas maduras quanto secundárias, apesar de bem abaixo do valor médio destas florestas (125,3 MgC ha⁻¹ e 82,7 MgC ha⁻¹, respectivamente; Fonsêca et al., 2024). Apesar do remanescente não sofrer exploração desde 1934, no passado ocorreu o corte seletivo de grandes árvores (Hora & Soares 2002), de forma que atualmente

apresenta valores de carbono da AGB similares a remanescentes em estágios intermediários de regeneração (e.g., Villanova et al. 2019).

Nos sistemas integrados, a aplicação de nutrientes para o desenvolvimento das culturas agrícolas contribuiu indiretamente para o desenvolvimento dos indivíduos arbóreos, enquanto a ausência de manejo no ILPF-G como adubação e desbaste, e o maior desbaste realizado no ILPF-N, reduziram os estoques de carbono. A implantação e manejo adequado do componente arbóreo pode proporcionar aspectos positivos como a diversificação da renda do produtor e melhora do microclima para a produção de animais, além da compensação de emissões de GEE por meio do carbono alocado na AGB (Pulrolnik et al., 2021).

A implantação de sistemas integrados como o ILPF vem ganhando espaço no Brasil, com expansão significativa dessas práticas de 2005 a 2023, apesar de dados recentes indicarem que somente 3% das emissões oriundas do setor agropecuário foi removido pelo componente arbóreos de sistemas integrados, concomitante com florestas plantadas (SEEG, 2024). Para tanto, o uso de clones mais eficientes de eucalipto, como o GG100, pode resultar em estoques de carbono similares ao observado no presente estudo, em até metade do tempo (Pezzopane et al. 2021, Pulrolnik et al., 2021). Portanto, o manejo do componente arbóreo e a intensificação dessa prática necessita ser ampliada e aprimorada, para que aliada ao manejo adequado do solo, possa atingir níveis mais altos de remoção de GEE.

Estoques de carbono - Solo

O remanescente florestal possui o maior estoque de carbono no solo entre as áreas estudadas (74,8 MgC ha⁻¹), sendo maior que no restauro florestal (60,5 MgC ha⁻¹) e no ILPF de modo geral (58,1 MgC ha⁻¹), mas não diferiu do IPF, que apresentou

valor numericamente mais próximo (65,5 MgC ha⁻¹). Os estoques de carbono no solo refletem o aporte de matéria orgânica através da deposição de serapilheira, exsudação das raízes e o *turnover* resultante dos processos decomposição e estabilização (Avendaño-Yáñez et al., 2017; Wang et al., 2019; Spohn et al., 2021; Bettioli et al., 2023). Além disso, a maior estabilidade e complexidade da estrutura do solo nas florestas confere maior proteção físico-química à matéria orgânica, aumentando o tempo de residência do carbono quando comparado a sistemas agrícolas (Chen et al., 2016). Estes processos resultam em maiores estoques de carbono nas florestas, enquanto o desmatamento e posterior manejo reduzem estes estoques, sendo que a conversão de floresta para práticas agroflorestais reduz os estoques de carbono do solo em 26 e 24%, considerando as profundidades de 0-15 e 0-30 cm, respectivamente (De Stefano & Jacobson, 2018).

Os estoques no restauro após 16 anos foram cerca de 81% do observado no remanescente estudado, valores similares ao observado em outros estudos em florestas estacionais semidecíduas como Bieluczyk et al. (2023), que encontrou 78 e 82% em áreas de 15 e 8 anos de idade, respectivamente. Apesar de alguns estudos mostrarem respostas divergentes dos estoques de carbono do solo com o tempo de restauração (e.g., Powers & Marín-Spiotta, 2017), outros mostram rápida recuperação, mas sem relação forte com a idade das florestas (Marín-Spiotta & Sharma, 2013). Portanto, a recuperação da cobertura florestal e do aporte de matéria orgânica a partir da vegetação contribui para recuperar os estoques de carbono do solo perdidos após o desmatamento.

O manejo do solo em sistemas integrados também contribui para a recuperação da matéria orgânica do solo e, portanto, dos estoques de carbono. Por exemplo, outro sistema integrado na mesma fazenda do presente estudo verificou que os estoques de

carbono do solo em pasto extensivo com *Urochloa decumbens* após 18 anos de implantação e um sistema integrado ILP após 9 anos de implantação apresentaram valores similares ao do remanescente florestal, enquanto o ILPF após 5 anos de implantação apresentou valores próximos, mas ainda abaixo dos valores do remanescente, possivelmente devido ao sombreamento e menor produção de gramíneas, que são fonte de C lábil e podem contribuir mais para a estabilidade da matéria orgânica que a serapilheira recalcitrante dos eucaliptos presentes no ILPF estudado (Bieluczyk et al., 2020). Por outro lado, apesar de Oliveira et al. (2024a), trabalhando neste mesmo sistema, também ter encontrado valores similares entre ILP e a floresta, os estoques no pasto extensivo foram mais baixos, enquanto em IPF e ILPF os valores foram intermediários.

Um dos fatores que pode ter causado variação no ILPF do nosso estudo refere-se às diferenças entre as áreas, sendo que as áreas M e N foram previamente manejadas através de revolvimento, técnica comumente utilizada no plantio convencional para melhorar as condições (Figueiredo; Ramos; Tostes, 2008). O revolvimento provoca a desestabilização e quebra de agregados do solo, deixando acessível aos decompositores a matéria orgânica, facilitando a decomposição (Pillon; Mielniczuk; Neto, 2002). A área G, por outro lado, não foi manejada, possibilitando então a manutenção de maiores estoques de carbono do solo.

Estoques de carbono - Total

Em relação aos estoques de carbono total, apenas o ILPF apresentou menores valores que os demais usos do solo, que não apresentaram diferenças entre si. Estes resultados podem estar relacionados ao maior desbaste (ILPF-N) e mortalidade de árvores (ILPF-G), aumentando a variação nos estoques de carbono da AGB, que foram

correlacionados com os estoques de carbono total ($r = 0,804$). Por outro lado, os estoques de carbono do solo apresentaram menor variação e não foram correlacionados aos estoques totais de carbono.

A contribuição do carbono do solo para os estoques totais foi em torno de 60%, com exceção do restauro (53,2%), que teve maior contribuição da AGB, mesmo valor encontrado por Bieluczyk et al. (2023) avaliando a camada 0-30 cm num restauro de 15 anos também no interior do Estado de São Paulo, enquanto num restauro de 8 anos a contribuição do carbono do solo para os estoques totais foi de 70% devido ao menor desenvolvimento da vegetação e, portanto, menor AGB. Outros estudos em florestas estacionais semidecíduas em restauração também indicam menor contribuição da AGB ao avaliar a contribuição dos estoques de carbono do solo (na camada 0-30 cm) para os estoques totais de carbono, 88% num restauro de 5 anos (Zanini et al. 2021) e 70% após 6 anos (Ferez et al. 2015).

A implementação de sistemas integrados, assim como a restauração de florestas nativas, mostra-se como estratégias sustentáveis quanto ao potencial de sequestro de carbono, chegando a valores similares de remanescentes de florestas nativas, especialmente com sistemas que integram a produção de árvores como o IPF e ILPF. Esta integração deve-se não apenas ao sequestro de carbono pelas próprias árvores, mas também pelo maior aporte de matéria orgânica para os solos. Por exemplo, Oliveira et al. (2024b) encontraram taxas positivas de mudança do carbono do solo ao revisar estudos em sistemas integrados no Cerrado brasileiro, tanto para ILP (1,5 MgCO₂e ha⁻¹) quando para ILPF (3,7 MgCO₂e ha⁻¹), ou seja, a implantação das árvores nos sistemas resultou em taxas duas vezes maiores de sequestro de carbono do solo que sistemas sem árvores.

Em outro estudo, Sarto et al. (2020) verificaram que o sequestro de carbono por um sistema ILPF com duas espécies de eucalipto e *Urochloa brizantha* aumentaram em 68% o sequestro de carbono quando comparado com o pasto apenas, devido não só à captura pelas árvores, mas também devido ao maior carbono nas camadas mais profundas do solo, originado das raízes dos eucaliptos. Na Amazônia, a implementação de ILPF com híbrido de *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla* indicou incremento nos estoques de carbono do solo em apenas três anos quando comparado com pasto extensivo (Oliveira et al. 2018).

Portanto, sistemas integrados podem contribuir para a recuperação do carbono do solo de pastagens para níveis similares de florestas naturais como referência, eventualmente compensando as emissões de GEEs e reduzindo a pegada de carbono agropecuário (Oliveira et al. 2024b). Por exemplo, um estudo feito em Minas Gerais com IPF de quatro anos consorciando híbridos de *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla* com *Urochloa decumbens* previamente existente obteve incremento médio anual de carbono de $7,6 \text{ MgCO}_2\text{e ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto as emissões médias devido a todo o processo de produção do leite foram de $5,8 \text{ MgCO}_2\text{e ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, resultando em balanço positivo (Schettini et al., 2021). Estudos recentes feitos na região amazônica da Colômbia também mostram que sistemas silvipastoris têm grande potencial para mitigar as emissões devido à pecuária (Mavisoy et al., 2024), considerando os diferentes reservatórios de carbono existentes nas fazendas.

2.5 Conclusão

Neste estudo avaliamos se sistemas integrados de produção e restauro florestal recuperavam o carbono estocado na biomassa acima do solo (AGB) e no solo a níveis similares de um remanescente florestal. Os resultados mostraram boa recuperação

após 14 anos de implantação dos sistemas e 16 anos do restauro florestal, com algumas diferenças resultantes devido ao manejo e implementação dos sistemas.

Não houve diferenças significativas nos estoques de carbono da AGB entre os sistemas estudados, ainda que o restauro e o remanescente apresentassem diferenças na estrutura da vegetação em relação aos sistemas integrados, com maior densidade de árvores de menor porte, mas resultando em grande área basal. Nos sistemas, o maior porte das árvores e maior homogeneidade compensaram a menor densidade. A maior variação dos estoques de carbono da AGB foi observada entre as áreas do ILPF, com menor estoque numa área que não foi manejada (ILPF-G), resultando em grande mortalidade das árvores e redução dos estoques de carbono, além de outra área (ILPF-N) que sofreu maior desbaste em relação às demais áreas dos sistemas integrados. O desbaste das árvores pode fazer parte das estratégias de diversificação de renda dos produtores e, assim, estas decisões devem ser balanceadas quanto aos objetivos dos sistemas integrados.

Em relação ao solo, o manejo convencional como o revolvimento prejudica o estoque de carbono do solo, pois o ILPF e o restauro florestal apresentaram valores inferiores ao remanescente florestal. Já o IPF não diferiu do remanescente florestal, atestando que manejos conservacionistas do solo são imprescindíveis para aumento do estoque de carbono do solo. Já quando analisado o estoque de carbono total, o ILPF diferiu do remanescente florestal e do IPF apresentando menor valor, fomentado principalmente pelos menores valores de biomassa apresentado pelo ILPF-N e ILPF-G.

A contribuição para o estoque de carbono foi semelhante entre o IPF, ILPF e o remanescente florestal, atestando que sistemas integrados e remanescente florestal podem possuir a mesma tendência de contribuição do estoque de carbono sendo 60%

provido pelo solo, enquanto 40% pela AGB. Já no restauro florestal, essa tendência se mostrou ser de 50% para cada compartimento. Entretanto, a correlação observada entre os estoques de carbono da AGB e os estoques totais sugere que no decorrer dos anos o restauro florestal atinja a mesma tendência apresentada pelos outros usos do solo analisados.

Sendo assim, sistemas integrados de produção que incluem silvicultura são uma ótima estratégia para minimizar os efeitos dos GEE's liberados na produção pecuária, desde que sejam manejados corretamente, compreendendo adubações periódicas, desbastes e não revolvimento do solo, para que os indivíduos arbóreos se desenvolvam plenamente, com ausência de competição, mantendo o solo como um importante sumidouro de carbono.

2.6 Referências Bibliográficas

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

ÁLVAREZ, E. R.; CASTIBLANCO, J. S.; MONTOYA, M. M. Sustainable intensification of palm oil production through cattle integration: a review. **Agroecology and Sustainable Food Systems**, v. 48, n. 3, p. 313-331, 2024. <https://doi.org/10.1080/21683565.2023.2299012>

ANDERSON, M. J; GORLEY, R. N; CLARKE, K. R. **Permanova for primer: guide to software and statistical methods**. Plymouth: Primer-e ltd. 2008.

AVENDAÑO-YÁÑEZ, M. Leguminous trees from tropical dry forest generate fertility islands in pastures. **Arid and Land Research and Management**, v. 32, n. 1, p. 1-14, 2017. <https://doi.org/10.1080/15324982.2017.1377782>.

BACCINI, A. et al. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, 2017. <http://doi.org/10.1126/science.aam5962>

BARRETO et al. Canopy openness and soil conditions explain community structure and diversity in a tropical seasonal forest in south-eastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 35, n. 4, p. 638-652, 2021. <https://doi.org/10.1590/0102-33062020abb0280>

BERNARDI, A. C. C. et al. Spatial variability of soil fertility in an integrated crop livestock forest system. **Advances in Animal Biosciences**, v. 8, n. 2, p. 590–593, 2017. <https://doi.org/10.1017/s2040470017001145>

BETTIOL, W. et al. **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília: Embrapa; Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2023. 788 p. <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1153147>

BIELUCZYK, W. et al. Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. **Geoderma** v. 371, p. 1-14, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368>.

BIELUCZYK, W. et al. Linking above and belowground carbon sequestration, soil organic matter properties, and soil health in Brazilian Atlantic Forest restoration. **Journal of Environmental Management**, v. 344, p. 1-15, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118573>

BISPO, P. C. et al. Woody aboveground biomass mapping of the Brazilian Savanna with a multi-sensor and machine learning approach. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 1-22, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172685>

CALDERANO FILHO, B. et al. **Os solos da Fazenda Canchim, Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste, São Carlos, SP: levantamento semidetalhado, propriedades e potenciais**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS; São Carlos: EMBRAPA-CPPSE, 1998. 95 p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/335880/os-solos-da-fazenda-canchim-centro-de-pesquisa-de-pecuaria-do-sudeste-sao-carlos-sp-levantamento-semidetalhado-propriedades-e-potenciais>. Acesso em: 10 jul. 2022.

CARDOSO, D. J.; NICODEMO, M. L. F.; LACERDA, A. E. B. **Biomassa de vegetação arbórea em floresta secundária com a presença de café (*Coffea arabica* L.), em São Carlos, SP**. Colombo: Embrapa Florestas, 2020. 22 p. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1123417>

CARVALHO, P. C. F. et al. Definições e terminologias para Sistema Integrado de Produção Agropecuária. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 5, p.1040-1046, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500020>

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. 1 ed. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. 1044p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/florestas/publicacoes/especies-arboreas-brasileiras>. Acesso em: 10 mar. 2024.

CHAVE, J. et al. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological Applications**, v. 16, n. 6, p. 2356-2367, 2006. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2356:RAPVOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2356:RAPVOW]2.0.CO;2)

CHAVE, J. et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, p. 87-99, 2005. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in three communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 362, n. 1478, p.273-289, 2007. <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1990>

CHAZDON, R. L. et al. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. **Ambio**, v. 45, p. 538-550, 2016. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y>

CHEN, G. et al. Accelerated soil carbon turnover under tree plantations limits soil carbon storage. **Scientific Reports**, v. 6, p. 1–7, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep19693>.

CLARKE, N. et al. Effects of intensive biomass harvesting on forest soils in the Nordic countries and the UK: A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 482, p. 1-12, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118877>

COSTA, M. P. et al. A socio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestockforestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 1460–1471, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.063>.

CUNHA, J. R. et al. Soil biological attributes in monoculture and integrated systems in the Cerrado region of Piauí State, Brazil. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 43, n. 1, p. 1-9, 2021. <http://doi.org/10.4025/actasciagron.v43i1.51814>

DAMIAN, J. M. Pastureland intensification and diversification in Brazil mediate soil bacterial community structure changes and soil C accumulation. **Applied Soil Ecology**, v. 160, p. 1-13, 2021. <http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103858>

DANG, P. et al. Effects of thinning intensity on understory vegetation and soil microbial communities of a mature Chinese pine plantation in the Loess Plateau. **Science of The Total Environment**, v. 630, p. 171-180, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.197>

DAY, R. W. & QUINN, G. P. Comparisons of Treatments After an Analysis of Variance in Ecology. **Ecological Monographs**, v. 59, n. 4, p. 433-463, 1989. <https://doi.org/10.2307/1943075>

DE STEFANO, A., & JACOBSON, M. G. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. **Agroforestry systems**, v. 92, p. 285-299. 2018. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0147-9>

DINIZ, É. S. et al. Long-term monitoring of diversity and structure of two stands of an Atlantic Tropical Forest. **Biodiversity Data Journal**, v. 5, 2017. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e13564>

DURIGAN, G. et al. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 371-383, 2000. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042000000400003>

FEREZ et al. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 350, p. 40-45, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.015>

FIGUEIREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G. R.; TOSTES, R. Propriedades físicas e matéria orgânica de um latossolo vermelho sob sistemas de manejo e cerrado nativo. **Bioscience Journal**, v. 24, n. 3, p. 24-30, 2008. <https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/6749>

FONSÊCA, N. C et al. Carbon stock in aboveground biomass and necromass in the Atlantic Forest: an analysis of data published between 2000 and 2021. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 96, n. 1, p. 1-17, 2024. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202420220761>

GE, Z. et al. Effects of varying thinning regimes on carbon uptake, total stem wood growth, and timber production in Norway spruce (*Picea abies*) stands in southern Finland under the changing climate. **Annals of Forest Science**, v. 68, p. 371-383, 2011. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0025-y>

GHALE, B. et al. Carbon sequestration potential of agroforestry systems and its potential in climate change mitigation. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 233, n. 7, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05689-4>

GOLDSTEIN, A. et al. Protecting irrecoverable carbon in Earth's ecosystems. **Nature Climate Change**, v. 10, n. 4, p. 287-295, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0738-8>

GORROD, E. et al. Restoration thinning accelerates small tree growth but may slow large tree growth in a multi-age flood-dependent forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 61, n. 7, p. 1560-1572, 2024. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14668>

GROPPO, J. D. et al. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**, v. 12, p. 4765-4780, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4765-2015>

HORA, R. C.; SOARES, J. J. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n.3, p. 323-329, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042002000300008>

HOUGHTON, R. A.; HALL, F.; GOETZ, S. J. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research**, v. 114, p. 1-13, 2009. <https://doi.org/10.1029/2009JG000935>

HUANG, C. et al. Effects of forest management practices on carbon dynamics of China's boreal forests under changing climates. **Journal of Environmental Management**, v. 335, p. 1-9, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117497>

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 272 p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/bibliotecacatalogo?view=detalhes&id=263011>. Acesso em: 02 mar. 2024.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Global Warming of 1.5°C: Summary for Policymakers**. Switzerland: IPCC, 2018.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. v. 4. Japan: IPCC, 2006.

JIN, Y.; RUSSO, S. E.; YU, M. Effects of light and topography on regeneration and coexistence of evergreen and deciduous tree species in a Chinese subtropical forest. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 4 p. 1634-1645, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12911>

KOHYAMA, T. Significance of Architecture and Allometry in Saplings. **Functional Ecology**, v. 1, n. 4, p. 399-404, 1987. <https://doi.org/10.2307/2389797>

KOHYAMA, T. Size-Structured Tree Populations in Gap-Dynamic Forest--The Forest Architecture Hypothesis for the Stable Coexistence of Species. **Journal of Ecology**, v. 81, n.1, p. 131-143, 1993. <https://doi.org/10.2307/2261230>

LAL, R. Soil health and carbon management. **Food and Energy Security**, v. 5, n. 4, p. 212-222, 2016. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>

LEGENDRE, P; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. New York: Elsevier, 2012.

MARÍN-SPIOTTA, E., & SHARMA, S. Carbon storage in successional and plantation forest soils: a tropical analysis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 1, p. 105-117, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00788.x>

MATSUO, T.; HIURA, T.; ONODA, Y. Vertical and horizontal light heterogeneity along gradients of secondary succession in cool- and warm-temperate forests. **Journal of Vegetation Science**, v. 33, n. 3, p. 1-11, 2022. <https://doi.org/10.1111/jvs.13135>

MAVISOY, H. et al. Using silvopastoral systems for the mitigation of greenhouse gas emissions from livestock in the Colombian Amazon. **Agroforestry Systems**, v. 98, p. 337-352, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10457-023-00912-5>

METZGER, J.P.; GOLDEMBERG, R.; BERNACCI, L.C. Diversidade e estrutura de fragmentos de mata de várzea e de mata mesófila semidecídua submontana do rio Jacaré-Pepira (SP). **Revista Brasileira de Botânica**, v 21, n. 3, p. 321-330, 1998. <https://doi.org/10.1590/S0100-84041998000300012>

MUCHANE, M. N. et al. Agroforestry boosts soil health in the humid and sub-humid tropics: A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 295, 2020. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106899>

MUTUO, P. K. et al. Potential of agroforestry for carbon sequestration and mitigation of greenhouse gas emissions from soils in the tropics. **Nutrient cycling in Agroecosystems**, v. 71, p. 43-54, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10705-004-5285-6>

NAKASATO, M. V.; SOUZA, A. L. T; BERNARDI, A. C. C. Waterline distance effects in the recovery of forest structure and soil organic matter 12 years after restoration. **Ecological Engineering**, v. 206, p. 1-11, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107315>

NICODEMO, M. L. F. et al. Growth of native trees in two agroforestry systems. **Revista Árvore**, v. 40, n. 4, p. 639-648, 2016. <https://doi.org/10.1590/0100-67622016000400007>

OLIVEIRA, D. M. et al. Crop, livestock, and forestry integration to reconcile soil health, food production, and climate change mitigation in the Brazilian Cerrado: A review. **Geoderma Regional**, v. 37, 2024b. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00796>

OLIVEIRA, J. D. M. et al. Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 105-116, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1146-0>

OLIVEIRA, P. P. A. et al. Potential of integrated trees-pasture-based systems for GHG emission mitigation and improving soil carbon dynamics in the Atlantic Forest biome, Southeastern of Brazil. **European Journal of Agronomy**, v. 158, p. 1-11, 2024a. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2024.127219>

OLIVEIRA-FILHO, A. D. et al. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 58, n. 1, p. 139-158, 2001. <https://doi.org/10.1017/S0960428601000506>

PAN, Y. et al. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988-993, 2011. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>

PARKER, G. G. Tamm review: Leaf Area Index (LAI) is both a determinant and a consequence of important processes in vegetation canopies. **Forest Ecology and Management**, v. 477, p. 1-15, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118496>

PEZZOPANE, J. R. M. et al. Animal thermal comfort indexes in silvopastoral systems with different tree arrangements. **Journal of Thermal Biology**, v. 79, p. 103–111, 2019. <https://doi.org/10.1016/J.JTHERBIO.2018.12.015>.

PEZZOPANE, J. R. M. et al. Managing eucalyptus trees in agroforestry systems: Productivity parameters and PAR transmittance. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 32, p. 1-8, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107350>

PEZZOPANE, J. R. M. et al. Microclimate and soil moisture in a silvopastoral system in southeastern Brazil. **Bragantia**, v. 74, n. 1, p. 110–119, 2015. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.0334>

PILLON, C. N.; MIELNICZUK, J.; NETO, L. M. **Dinâmica da Matéria Orgânica no Ambiente**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2002. 41 p. <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/32409/1/documento-105.pdf>

POWERS, J. S., & MARÍN-SPIOTTA, E. Ecosystem processes and biogeochemical cycles in secondary tropical forest succession. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 48, p. 497-519, 2017. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022944>

PRIMAVESI, O. et al. **Ações de Gestão Ambiental: o Caso da Embrapa Pecuária Sudeste**. In: Congresso Associação Brasileira de Instituições de Pesquisa Tecnológica, 2008, João Pessoa. Os desníveis regionais e a inovação no Brasil: Os desafios para instituições tecnológicas: anais. João Pessoa: ABIPTI, 2008. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/40204/acoes-de-gestao-ambiental-o-caso-da-embrapa-pecuaria-sudeste>. Acesso em: 10 jul. 2022.

PULROLNIK, K. et al. **Estoques de Carbono e Nitrogênio no Solo e Biomassa Florestal em Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta no Cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2021. 25 p. <https://www.embrapa.br/agrossilvipastoril/busca-de-publicacoes/publicacao/1134976/estoques-de-carbono-e-nitrogenio-no-solo-e-biomassa-florestal-em-sistema-de-integracao-lavoura-pecuaria-floresta-no-cerrado>

REICHSTEIN, M. & CARVALHAIS, N. Aspects of Forest Biomass in the Earth System: Its Role and Major Unknowns. **Surveys in Geophysics**, v. 40, p. 693-707, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09551-x>

RITCHIE, J.; ROSADO, P.; ROSER, M. Our World in data. **Environmental Impacts of Food Production**, 2022. Disponível em: <https://ourworldindata.org/environmental-impacts-of-food>. Acesso em: 10 jul 2023.

ROZENDAAL, D. M. A. et al. Competition influences tree growth, but not mortality, across environmental gradients in Amazonia and tropical Africa. **Ecology**, v. 101, n. 7, p. 1-11, 2020. <https://doi.org/10.1002/ecy.3052>

SALTON, J. C. et al. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 70-79, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.023>

SANDONÍS-POZO, L. et al. Relationship between yield and tree growth in almond as influenced by nitrogen nutrition. **Scientia Horticulturae**, v. 321, p. 1-8, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2023.112353>

SANTOIEMMA, G. Recent methodologies for studying the soil organic matter. **Applied Soil Ecology**, v. 123, p. 546-550, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.09.011>

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília: Embrapa, 2018. 531 p. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1094003>

SARTO, M. V. et al. Deep soil carbon stock, origin, and root interaction in a tropical integrated crop–livestock system. **Agroforestry Systems**, v. 94, p. 1865-1877, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00505-6>

SCHETTINI, B. L. S. et al. Silvopastoral systems: how to use them for carbon neutral milk production? **Carbon Management**, v. 12, n. 4, p. 377-384, 2021. <https://doi.org/10.1080/17583004.2021.1951843>

SCHMIDT, M. W. I. et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystems property. **Nature**, v. 478, p. 49-56, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10386>

SCHNEIDER, M.; MARQUES, A. A. B.; PERES, C. A. Brazil's Next Deforestation Frontiers. **Tropical Conservation Science**, v. 14, p. 1–9, 2021. <https://doi.org/10.1177/19400829211020472>

SCHWARCZ, K. D. et al. Genetic diversity in Atlantic Forest trees: fragmentation effects on *Astronium graveolens* (Anacardiaceae) and *Metrodorea nigra* (Rutaceae), species with distinct seed dispersal strategies. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 164, n. 3, p. 326-336, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2010.01089.x>

SEEG - Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases Efeito Estufa **Análise das emissões de gases do efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil 1970-2023**. Brasil: Observatório do Clima, 2024. 49 p. Disponível em: https://oc.eco.br/wpcontent/uploads/2024/11/FINAL_SEEG_emissoes_2024_v7.pdf
Acesso em: 11 out. 2024.

SILVA, L. A. & SOARES, J; J. Composição Florística de um Fragmento de Floresta Estacional Semidecídua no município de São Carlos – SP. **Revista Árvore**, v. 27, n.5, p. 647-656, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622003000500007>

SISTI, C. P. J. et al. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 76, p. 39-58, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.08.007>

SOARES, C. P. B.; NETO, F. P.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e Inventário Florestal**. 2 ed. Viçosa: Editora Viçosa, 2011.

SOHN, J. A.; SAHA, S.; BAUHUS J. Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 380, p. 261-273, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.046>

SOUSA JUNIOR, J. G. et al. Modelos espectrais terrestres e orbitais na determinação de teores de atributos dos solos: potencial e custos. **Bragantia**, v. 70, n. 3, p. 610-621, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052011000300017>

SOUZA, A. L. T.; FONSECA, D. G.; LIBÓRIO, R. A.; TANAKA, M. O. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 298, p. 12-18, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.022>

SPOHN, M. et al. Terrestrial ecosystems buffer inputs through storage and recycling of elements. **Biogeochemistry**, v. 156, p. 351-373, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00848-x>

STAPE, J. L. et al. The Brazil Eucalyptus Potential Productivity Project: Influence of water, nutrients and stand uniformity on wood production. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 9, p. 1684-1694, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.012>

TEIXEIRA, et al. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017. 574 p. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes//publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>

TORRES, C. M. M. E. et al. Greenhouse gas emissions and carbon sequestration by agroforestry systems in southeastern Brazil. **Scientific Reports**, v. 7, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-16821-4>

TRITSCH, I. & LE TOURNEAU, F. M. 2016. Population densities and deforestation in the Brazilian Amazon: new insights on the current human settlement patterns. **Applied Geography**, v. 76, p. 163–172, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.09.022>.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p.175-180, 1994. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010025x>

VILLANOVA, P. H. et al. Crescimento do estoque de carbono em uma floresta secundária de Mata Atlântica. **Revista Árvore**, v. 43, n. 4, p. 1-9, 2019. <https://doi.org/10.1590/1806-90882019000400002>

WAGLE, B. H. Tree-level responses to commercial thinning in spruce-fir forests across northern Maine, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 546, p. 1-18, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121358>

WANG, et al. Determinants of carbon sequestration in thinned forests. **Science of The Total Environment**, v. 951, p. 1-13, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175540>

WANG, J. J. et al. Long-term nitrogen addition suppresses microbial degradation, enhances soil carbon storage, and alters the molecular composition of soil organic matter. **Biogeochemistry**, v. 142, n. 2, p. 299–313, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-00535-4>

WEIL, R. R.; BRADY, N. C. **The Nature and Properties of Soils**. 15 ed. London: Pearson Education Limited, 2017.

YADAV, G. S. et al. Impact of 28 years old agroforestry systems on soil carbon dynamics in Eastern Himalayas. **Journal of Environmental Management**, v. 283, p. 1-11, 2021. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111978>

ZANINI et al. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 1-11, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118734>

ZENG, Q. et al. May Temperature Drives Cambial Resumption in the Boreal Black Spruce. **Forests**, v. 13, n. 12, p. 1-14, 2022. <https://doi.org/10.3390/f13122168>

ZHANG, H. et al. Thinning increases forest ecosystem carbon stocks. **Forest Ecology and Management**, v. 555, p. 1-14, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121702>

ANEXO I

A ordem cronológica de produção agrícola e adubações realizadas nos sistemas M e N são descritas a seguir: **i) sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) (dezembro 2007 - abril 2008)** – Adubação de base – N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹, Ca: 990 kg ha⁻¹, Mg: 495 kg ha⁻¹, Zn: 4 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 100 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹; **ii) rebrota do sorgo (abril 2008 – setembro 2008)** - Sem fertilização e incorporado ao solo; **iii) milho (*Zea mays* L.) (novembro 2008 – março 2009)** – Adubação de base - N: 28 kg ha⁻¹, P: 98 kg ha⁻¹, K: 161 kg ha⁻¹, Ca: 450 kg ha⁻¹, Mg: 225 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 80 kg ha⁻¹, P: 20 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹, S: 24 kg ha⁻¹; **iv) feijão guandu (*Cajanus cajan* cv. Mandarin) (abril 2009 – setembro 2009)** – P: 36 kg ha⁻¹; K: 30 kg ha⁻¹; **v) sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) (janeiro 2010 – maio 2010)** – Adubação de base - N: 30 kg ha⁻¹, P: 60 kg ha⁻¹, K: 90 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 100 kg ha⁻¹, P: 25 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹, Zn: 30 kg ha⁻¹; **vi) milho (*Zea mays* L.) (novembro 2010 – março 2011)** - Adubação de base - N: 47 kg ha⁻¹, P: 4,7 kg ha⁻¹, K: 47 kg ha⁻¹, Ca: 750 kg ha⁻¹, Mg: 375 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 125 kg ha⁻¹, K: 125 kg ha⁻¹; **vii) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (abril 2011 – agosto 2011)** – Adubação de base com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K: 48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; **viii) milho (*Zea mays* L.) (novembro 2011 – março 2012)** – Adubação de base - N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 120 kg ha⁻¹, P: 30 kg ha⁻¹, K: 120 kg ha⁻¹; **ix) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (abril 2013 – agosto 2013)** – Adubação de base com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K: 48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; **x) milho (*Zea mays* L.) (janeiro 2014 – abril 2014)** – Adubação de base - N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 100 kg ha⁻¹, P: 25 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹; **xi) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (maio 2014 – setembro 2014)** – Adubação de base com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K:

48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; **xii) milho (*Zea mays* L.) (outubro 2014 – fevereiro 2015)** – Adubação de base - N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 100 kg ha⁻¹, P: 25 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹; **xiii) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (abril 2015 – agosto 2015)** – Adubação de base com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K: 48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; Após o último cultivo de aveia em 2015, não houve adubação na área até 2022, quando foram realizadas as amostragens.

ANEXO II

As pastagens entre as faixas de árvores nos sistemas K e L receberam a seguinte fertilização anual de manutenção até o ano de 2022: **2008** – N: 48 kg ha⁻¹, P: 30,6 kg ha⁻¹, K: 51 kg ha⁻¹, Ca: 72 kg ha⁻¹, Mg: 36 kg ha⁻¹; B: 0,54 kg ha⁻¹, Cu: 0,24 kg ha⁻¹, Mn: 0,6 kg ha⁻¹, Zn: 2,7 kg ha⁻¹, S: 0,3 kg ha⁻¹; **2009** – N: 97,6 kg ha⁻¹, P: 24,4 kg ha⁻¹, K: 97,6 kg ha⁻¹; **2010** – N: 55 kg ha⁻¹; **2011** – N: 146,4 kg ha⁻¹, P: 36,6 kg ha⁻¹, K: 146,4 kg ha⁻¹; **2012** - sem adubação; **2013** – N: 65,66 kg ha⁻¹, P: 17,19 kg ha⁻¹, K: 56,88 kg ha⁻¹; **2014** - N: 65,66 kg ha⁻¹, P: 17,19 kg ha⁻¹, K: 56,88 kg ha⁻¹; **2015** - N: 65,66 kg ha⁻¹, P: 17,19 kg ha⁻¹, K: 56,88 kg ha⁻¹; **2016** – sem adubação; **2017** – N: 20,8 kg ha⁻¹, P: 5,2 kg ha⁻¹, K: 20,8 kg ha⁻¹; **2018** - N: 7,02 kg ha⁻¹, P: 1,75 kg ha⁻¹, K: 7,02 kg ha⁻¹; **2019** - N: 18,48 kg ha⁻¹, P: 4,62 kg ha⁻¹, K: 18,48 kg ha⁻¹; **2020** – N: 90 kg ha⁻¹; **2021** - N: 90 kg ha⁻¹; **2022** – sem adubação.

ANEXO III

Família	Nome científico	Autor	Nome Popular	Origem	CS*
Cannabaceae	<i>Trema micranthum</i>	(L.) Blume	pau pólvora	Nativa	P
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i>	(Spreng.) Taub.	canafístula	Nativa	P
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i>	Tul.	amendoim do campo	Nativa	NP
Myrtaceae	<i>Eungenia uniflora</i>	L.	pitanga	Nativa	NP
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i>	Raddi	aroeira pimenteira	Nativa	P
Fabaceae	<i>Schizolobium parahyba</i>	(Vell.) Blake	guapuruvu	Nativa	P
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i>	Mart.	açoita cavalo	Nativa	P
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i>	L.	calabura	Nativa	P
Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	(Jacq.) Kunth ex Walp.	gliricídia	Exótica	-
Fabaceae	<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	Benth.	sabiá	Nativa	P
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i>	Cham.	pau viola	Nativa	P
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	L.	mamão	Exótica	-
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i>	Mart.	mamoninha do cerrado	Nativa	P
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	(Spreng.) Harms	pau d'álho	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Albizia hassleri</i>	(Chodat) Burkart	farinha seca	Nativa	P
Peraceae	<i>Pera glabrata</i>	(Schott) Baill.	tamanqueiro	Nativa	P
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Lam.	mutambo	Nativa	P
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i>	(L.) Sleumer	marinheiro	Nativa	NP
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	(A.St.-Hil.) Ravenna	paineira	Nativa	NP
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	Trécul	embaúba	Nativa	P
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	capixingui	Nativa	P
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i>	Baill.	sangra d'água	Nativa	P
Fabaceae	<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	(Benth.) Brenan	angico vermelho	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	(Vell.) Morong	timboril	Nativa	P
Fabaceae	<i>Inga laurina</i>	(Sw.) Willd.	ingá amarelo	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i>	(DC.) T.D.Penn.	ingá do brejo	Nativa	NP
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	(Mart. ex DC.) Mattos	ipê amarelo	Nativa	NP
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	(Mart. ex DC.) Mattos	ipê roxo de bola	Nativa	NP
Bignoniaceae	<i>Handroanthus albus</i>	(Cham.) Mattos	ipê amarelo cascudo	Nativa	NP
Bignoniaceae	<i>Tabebuia roseoalba</i>	(Ridl.) Sandwith	ipê branco	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Myrocarpus frondosus</i>	Allemão	cabreúva	Nativa	NP
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i>	DC.	cereja do rio grande	Nativa	NP
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	L.	genipapo	Nativa	NP
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Müll.Arg.	peroba poca	Nativa	NP
Anacardiaceae	<i>Astronium urundeuva</i>	(M.Allemão) Engl.	aroeira preta	Nativa	NP
Malvaceae	<i>Pseudobombax tomentosum</i>	(Mart.) A.Robyns	embiruçu pelado	Nativa	NP
Malvaceae	<i>Eriotheca gracilipes</i>	(K.Schum.) A.Robyns	paineira do cerrado	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Machaerium paraguariense</i>	Hassl.	jacarandá branco	Nativa	NP
Malvaceae	<i>Ceiba glaziovii</i>	(Kuntze) K.Schum.	paineira branca	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	Mart. ex Hayne	jatobá do cerrado	Nativa	NP
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	Jacq.	guaritá	Nativa	NP

Família	Nome científico	Autor	Nome Popular	Origem	CS*
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	A.DC.	guatambu	Nativa	NP
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i>	(Spreng.) J.F.Macbr.	canela do brejo	Nativa	NP
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	(Raddi) Kuntze	jequitibá branco	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	L.	jatobá	Nativa	NP
Fabaceae	<i>Myroxylon peruiferum</i>	L.f.	bálsamo	Nativa	NP
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i>	Perkins	saraguaji vermelho	Nativa	NP
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	(Spreng.) Mez	canelinha	Nativa	NP
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i>	(Bertol.) Kuntze	araucária	Nativa	NP

*CS: Classe sucessional.

ANEXO IV

Variáveis	Parâmetros estatísticos	IPF			ILPF		Restauração	Mata
		K	L	M	N	G		
AB (m ² ha ⁻¹)	Média	15,8	14,7	18,4	8,45	10,9	25,3	20,6
	Desvio padrão	2,88	3,40	2,88	1,83	1,70	2,89	3,03
	Máximo	18,9	20,4	22,5	11,4	13,0	24,4	28,9
	Mínimo	12,3	10,3	13,8	6,00	8,58	20,3	16,5
AGB (Mg ha ⁻¹)	Média	101,0	91,4	104,3	65,3	55,6	113,5	108,7
	Desvio padrão	24,9	37,8	20,4	19,5	11,6	19,3	27,5
	Máximo	131,3	153,3	133,0	99,7	71,1	134,1	132,8
	Mínimo	77,7	50,5	77,2	45,6	37,6	83,3	62,9
Carbono AGB (Mg ha ⁻¹)	Média	47,5	43,0	49,0	30,7	26,1	53,3	51,1
	Desvio padrão	11,7	17,8	9,61	9,15	5,45	9,05	12,9
	Máximo	61,7	72,0	62,5	46,9	33,4	63,0	62,4
	Mínimo	36,5	23,8	36,3	21,5	17,7	39,2	29,6
Carbono total (Mg ha ⁻¹)	Média	108,4	113,2	102,7	87,1	90,6	113,9	125,9
	Desvio padrão	12,9	14,6	13,4	11,3	5,29	11,9	11,8
	Máximo	130,5	133,6	123,4	106,9	95,4	123,3	134,2
	Mínimo	91,1	94,4	86,6	74,0	80,8	94,5	103,4
Densidade (ind ha ⁻¹)	Média	310,8	297,8	365,8	151,7	348,5	725,0	973,3
	Desvio padrão	49,6	54,9	43,3	27,3	63,7	154,7	65,0
	Máximo	379,0	364,0	439,0	182,0	470,0	1000,0	1050,0
	Mínimo	258,0	227,0	318,0	106,0	303,0	525,0	880,0
Estoque carbono solo 0-40 (Mg ha ⁻¹)	Média	61,0	70,2	53,7	56,4	64,5	60,5	74,8
	Desvio padrão	8,28	5,91	6,83	5,28	4,15	4,05	15,2
	Máximo	70,0	79,5	60,9	65,3	70,7	67,3	104,7
	Mínimo	50,2	61,6	45,7	51,6	59,7	54,8	60,9
Estratificação	Média	0,327	0,262	0,250	0,386	0,420	0,346	0,420
	Desvio padrão	0,085	0,071	0,053	0,119	0,089	0,043	0,074
	Máximo	0,445	0,370	0,308	0,547	0,578	0,411	0,555
	Mínimo	0,218	0,198	0,165	0,255	0,314	0,286	0,346
Índice de volume de tronco (IVT)	Média	0,946	0,906	0,908	1,147	0,432	0,447	0,330
	Desvio padrão	0,301	0,265	0,113	0,435	0,058	0,078	0,078
	Máximo	1,33	1,25	1,06	1,67	0,511	0,565	0,413
	Mínimo	0,570	0,612	0,708	0,675	0,348	0,356	0,201

CAPÍTULO 3

Fotogrametria aérea digital aplicada a estimativa de métricas florestais em sistemas integrados de produção compostos por espécies arbóreas nativas

Resumo

Inventários florestais tradicionais são operações onerosas e demandam tempo para execução. A fim de reduzir custo e tempo, o uso de sensoriamento remoto para estimar métricas florestais vem se mostrando uma ótima opção. Através da redução do curso e avanço tecnológico das aeronaves remotamente pilotadas (RPA's), a fotogrametria aérea digital (FAD) se apresenta como uma opção de baixo custo, pois as RPA's são embarcadas com sensores passivos, como câmeras RGB. A FAD é indicada para áreas com vegetação fragmentada, devido à incapacidade de penetrar o dossel da vegetação. Consequentemente, áreas de sistemas integrados de produção, como integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e integração pecuária-floresta (IPF) são candidatas a obterem bons resultados com a RPA-FAD. Nesse estudo avaliamos se a RPA-FAD é capaz de estimar métricas florestais em áreas de sistemas ILPF e IPF, compostos por espécies arbóreas nativas sob diferentes manejos. Analisamos três áreas de sistema de integração lavoura-pecuária-florestal (ILPF) e duas áreas de integração pecuária-floresta (IPF). Métricas florestais como diâmetro à altura do peito (DAP), altura e densidade de indivíduos foram obtidas nessas cinco áreas, em 30 parcelas de 660 m², totalizando 1,98 ha, para se obter a área basal. Concomitante com as métricas, as espécies dos indivíduos arbóreos foram identificadas para conferência da densidade da madeira, utilizado para o cálculo da biomassa acima do solo (AGB) através de equação alométrica. Após o inventário florestal, foram realizados voos na área total de estudo, com auxílio da RPA. O processamento das imagens foi realizado no software Pix4D para obter a nuvem de pontos 3D, modelo digital de terreno (DTM) e ortomosaico, todos georreferenciados. O DTM gerado com a FAD representou fidedignamente a realidade topográfica da área de estudo. Utilizando métricas de altura e cobertura de dossel, foi possível o ajuste de modelos de regressão para a estimativa de DAP médio, altura média, área basal, densidade de indivíduos e AGB. O modelo preditivo de DAP obteve R² de 0,54 e RMSE de 10,3%, enquanto o da altura apresentou 0,64 e 11,4%. Para área basal, o modelo ajustado apresentou R² de 0,61 e RMSE de 21,1%, valores próximos aos resultados para a densidade de indivíduos, que obteve 0,60 e 21,9%. Por fim, o modelo preditivo da AGB apresentou R² e RMSE de 0,68 e 20,7%, respectivamente. Foi possível concluir que a RPA-FAD é capaz de estimar métricas florestais em áreas de ILPF e IPF, sendo possível a geração de um DTM confiável devido à sua vegetação fragmentada, o que influencia diretamente a capacidade preditiva dos modelos, pois é utilizado na normalização da nuvem de pontos.

Palavras-chave: Inventário; Biomassa; RPA; Fotogrametria.

3.1 Introdução

Inventários florestais tradicionais são operações onerosas e demandam tempo para execução, principalmente devido às campanhas de campo e logística (Chave et al. 2014; Tang & Shao 2015; Almeida et al., 2020). Para redução de custo e tempo dos inventários florestais, o uso de sensoriamento remoto para estimar métricas florestais vem se mostrando uma ótima opção, sendo uma das principais diretrizes indicadas pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), principalmente na estimativa de biomassa acima do solo (AGB) (IPCC, 2006; Houghton; Hall; Goetz, 2009; White et al., 2016).

O avanço na capacidade de estimar métricas florestais em diversos ecossistemas foi significativa na última década, principalmente devido a disponibilidade de sensores ativos como o *Light Detection and Ranging* (LiDAR) para desenvolvimento de produtos tridimensionais (3D) (Goodbody; Coops; White, 2019; Almeida et al., 2025). Os sensores ativos são aqueles que possuem sua própria fonte de energia, operando independentemente da luz natural, tornando-o passível de ser utilizado em qualquer hora do dia e condições climáticas, pois são capazes de penetrar as nuvens, inclusive o dossel da vegetação (Almeida et al., 2025). Mas esse método ainda é considerado de alto custo (Goodbody; Coops; White, 2019; Almeida et al., 2020; Almeida et al., 2025).

Visto isso, a utilização de fotogrametria aérea digital (FAD) surge como opção para redução dos custos, principalmente quando realizada com aeronaves pilotadas remotamente (RPA) que possuem sensores passivos embarcados, como câmeras RGB e multiespectrais (Goodbody; Coops; White, 2019; Almeida et al., 2020; Almeida et al., 2025). Sensores passivos são capazes de detectar a luz solar refletida e a radiação

emitida pela superfície terrestre, compreendendo uma ampla variedade de ondas no espectro eletromagnético (Almeida et al., 2025).

Com avanço tecnológico das RPA's, compreendendo o barateamento do equipamento, facilidade de sobrevoos, maior frequência de aquisição de imagens com alta resolução, concomitante com as técnicas de processamento de imagens, os produtos 3D oriundos de fotogrametria aérea digital (FAD) vêm mostrando resultados satisfatórios na estimativa de AGB e outras métricas florestais em diferentes ecossistemas, podendo promover resultados próximos daqueles fornecidos pelo LiDAR (White et al., 2016; Kachamba et al., 2017; Cao et al., 2019; Goodbody; Coops; White, 2019; Almeida et al., 2020; Almeida et al., 2021; D'Oliveira et al., 2021; Fu et al., 2021; Basyuni et al., 2023; Almeida et al., 2025; Basyuni et al., 2025).

Os produtos da FAD são gerados a partir de algoritmos de correspondência de imagens sobrepostas, que utilizam os parâmetros de posição e orientação coletados durante o voo da RPA. São responsáveis por identificar e correlacionar áreas comuns entre imagens consecutivas, possibilitando a construção de ortofotos, modelos digitais de elevação e modelos 3D (Turner; Lucieer; Watson, 2012; Westoby et al., 2012; Ota et al., 2015; Goodbody; Coops; White, 2019; Eltner & Sofia, 2020).

A acurácia na capacidade de estimativa de métricas florestais a partir de produtos de sensoriamento remoto 3D está intimamente ligada à capacidade de geração de um modelo digital de terreno (DTM), que reflete a realidade topográfica da área de estudo (White et al., 2016; Kachamba et al., 2016; Almeida et al., 2020; D'Oliveira et al., 2021). Estudos demonstram que a FAD se apresenta como uma ótima opção para estimar métricas florestais em áreas com vegetação fragmentada, em que se é possível observar claramente o solo, elevando a acurácia do DTM (White et al., 2016; Kachamba et al., 2016; Mohan et al., 2017; Almeida et al., 2020; Almeida et al.,

2021; Queiroz et al., 2023). A limitação do uso em florestas densas é oriunda da capacidade que a FAD detém de somente reconstituir a copa dos indivíduos arbóreos, sendo impossível a penetração do dossel (Cao et al., 2019; Almeida et al., 2020; Almeida et al., 2021; D'Oliveira et al., 2021, Fu et al. 2021).

A confiabilidade e precisão na obtenção das informações acerca da estrutura florestal influenciam diretamente na tomada de decisão acerca dos manejos a serem aplicados e aqueles já realizados nos povoamentos florestais em sistemas integrados de produção, tornando os dados de inventário florestal imprescindíveis na avaliação da condição atual do componente arbóreo (Guerra-Hernández et al., 2018). Portanto, as estimativas de AGB são importantes para o planejamento silvicultural, bem como avaliação dos serviços ambientais prestados por esses povoamentos, como estoque de carbono da biomassa para mitigação na emissão de gases do efeito estufa (Spriggs et al., 2017; Ye; Van Leeuwen; Nyktas, 2019; Cao et al., 2019).

O desenvolvimento de estimativas espaciais de AGB a partir de sensoriamento remoto 3D é segmentado em duas etapas principais (Gonçalves et al., 2017). Primeiramente, é necessário a quantificação de métricas florestais em campo como diâmetro altura do peito (DAP – a 1,30 m do solo), altura e densidade da madeira de todos os indivíduos arbóreos presentes nas parcelas, para que, através de equações alométricas disponíveis na literatura, o valor de AGB seja calculado individualmente, permitindo obter o total de biomassa em cada parcela (Brown; Gillespie; Lugo, 1989; Brown, 1997; Chambers et al., 2001; Chave et al., 2005; Chave et al., 2014).

Em seguida, os valores de AGB estimada em campo para cada parcela são relacionados a métricas de estrutura florestal vertical estimadas pelo sensoriamento remoto, através de um modelo estatístico. Após o ajuste do modelo, a AGB pode ser

estimada para todas as áreas onde não houve mensuração das métricas florestais em campo (Asner & Mascaro, 2014; Gonçalves et al., 2017; Almeida et al., 2020).

Devido às características e limitações acerca da utilização da RPA-FAD, as áreas de sistemas integrados de produção como integração-lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e integração-pecuária-floresta (IPF) são candidatas a obterem bons resultados de estimativas de AGB. As linhas de plantio de árvores são implantadas em renques separados por espécies forrageiras, apresentando baixa densidade de árvores por hectare, cobrindo pequena área do sistema de integração (Tonini; Magalhães; Neto, 2019).

Visto isso, o presente trabalho teve como objetivo a geração de produtos oriundos da FAD bem como a extração e estimativa de métricas florestais em áreas de ILPF e IPF, compostos por espécies arbóreas nativas sob diferentes manejos. As seguintes questões foram avaliadas: 1) É possível gerar um DTM confiável em áreas de sistemas integrados de produção compostos por espécies arbóreas nativas? 2) Os modelos ajustados das métricas florestais correspondem ao observado em campo? 3) A espacialização das métricas florestais estimadas através dos modelos ajustados para áreas onde não houve mensuração, correspondem ao observado em campo?

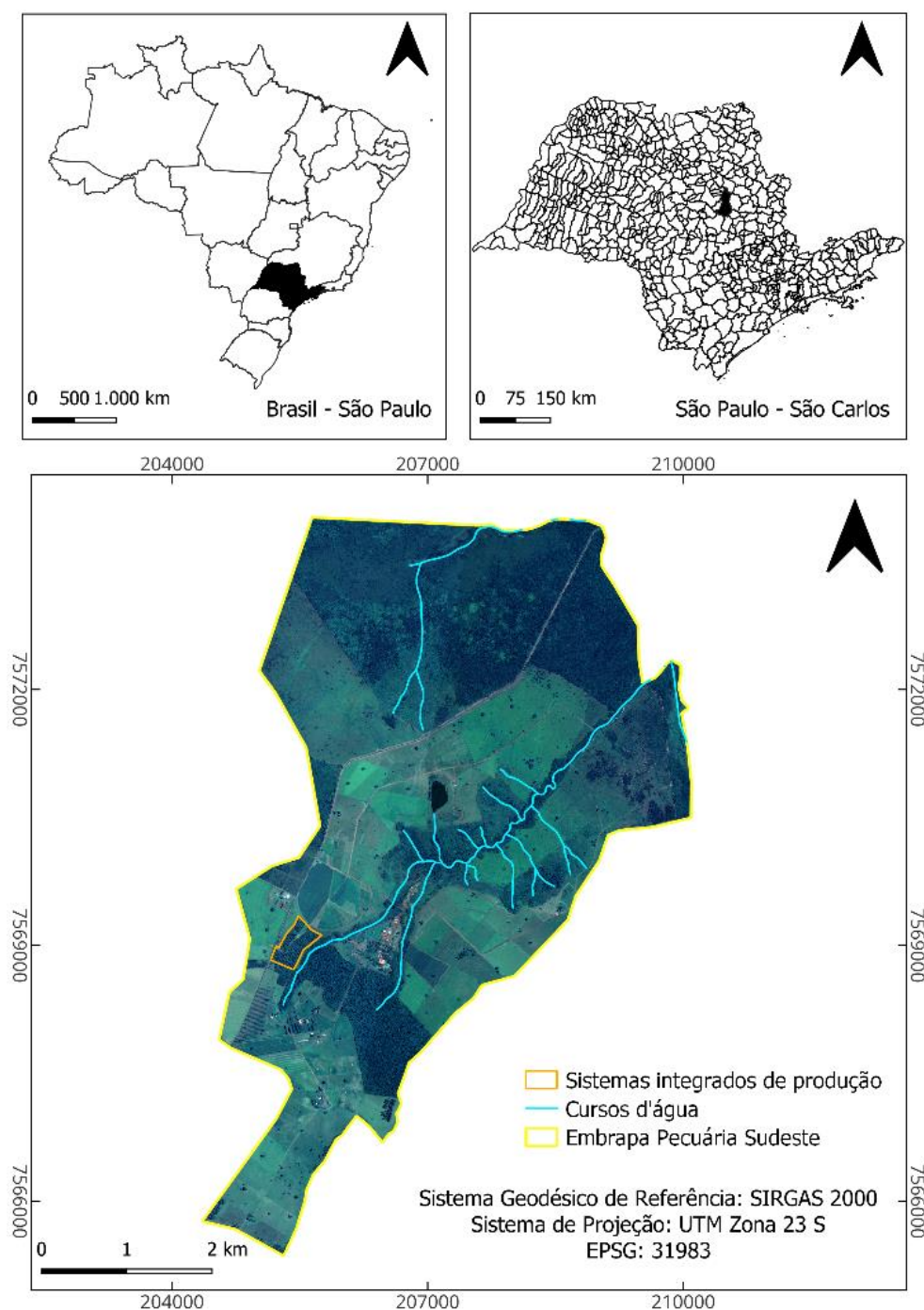
3.2 Material e métodos

3.2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo foi conduzido em áreas experimentais da Fazenda Canchim, pertencentes à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Pecuária Sudeste (EMBRAPA – CPPSE), localizada nas coordenadas 7568936,91 m S e 206447,21 m E, no município de São Carlos, São Paulo (Figura 1). O clima é classificado como Cwa segundo Köppen (Alvares et al., 2013), composto por estação chuvosa e quente,

compreendendo os meses de outubro a março, e estação seca e fria, com duração de abril a setembro. A média anual de temperatura é de 21,5°C, com umidade relativa anual de 75,6% e precipitação anual de 1.502 mm (Bernardi et al., 2017; Pezzopane et al., 2015). A altitude média é de 850 m, com declividades ente 3% e 5% (Pezzopane et al., 2015).

Figura 1. Localização da área de estudo.



Fonte: elaborado pelo autor (2024).

A formação geológica da região é caracterizada como Serra Geral, composta por rochas vulcânicas de fluxos basálticos e arenitos da formação Botucatu-Pirambóia (Sousa Junior et al., 2011) com predomínio de Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) (Calderano Filho et al., 1998; Santos et al., 2018). As áreas experimentais incluíram sistemas integrados de produção agropecuária.

3.2.1.1 Sistemas integrados

Os sistemas integrados são compostos por pastagem de braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf) arborizado com espécies florestais nativas, implantados em dezembro de 2007 e janeiro de 2008. Compreende renques de três linhas de plantio, distanciados 22 m entre si a partir da linha central, com espaçamento de 2,5 m x 2,5 m entre indivíduos arbóreos, resultando em cerca de 545 árvores/hectare. Foram plantadas na linha central as seguintes espécies nativas com diferentes objetivos: angico branco (*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan) e pau jacaré (*Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr.) (fixadoras de nitrogênio); canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.), ipê felpudo (*Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureau ex Verl.) e jequitibá branco (*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze) (madeireiras). Para obter um microclima adequado para o desenvolvimento das espécies não pioneiras, foram plantadas duas linhas marginais compostas por capixingui (*Croton floribundus* Spreng.) e mutambo (*Guazuma ulmifolia* Lam.) (tutoras) (Figura 2).

Figura 2. Configuração da arborização dos sistemas integrados.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Na operação de pré-plantio houve a aplicação de herbicida glifosato 15 dias antes do plantio. No momento do plantio, como adubação de base, cada berço recebeu 30 g de calcário dolomítico, 100 g de fertilizante mineral NPK, de fórmula 8-28-16 e 10g de FTE BR12, que é um fertilizante de liberação lenta composto por micronutrientes. Cada muda ainda recebeu 2g de condicionante de solo (gel de poliacrilamida) dissolvida em 500 ml de água, para minimizar a necessidade de irrigação caso houvesse períodos de estiagem. As operações de manutenção compreenderam combate a formigas, roçagem e coroamento das mudas, para se evitar a competição com gramíneas invasoras. Em novembro de 2008, cada indivíduo arbóreo recebeu 100g de fertilizante mineral NPK de fórmula 8-28-16, e em março de 2009 50 g de sulfato de amônio. As linhas de plantio foram protegidas do gado por cercas eletrificadas (Nicodemo et al., 2016).

Os sistemas integrados são subdivididos em dois sistemas, integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), nomeados M (1,20 ha), N (1,90 ha) e G (2,14 ha); e integração pecuária-floresta (IPF), nomeados K (3,76 ha) e L (4,00 ha) (Figura 3). De

modo geral, as zonas de manejo não diferem quanto ao tipo de solo, compostas por Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd), exceto pela área K, em que há predomínio de Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Associação de Nitossolo Vermelho Eutrófico (NVe) com Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) (Calderano Filho et al., 1998), de acordo com o com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos et al., 2018).

Figura 3. Sistemas integrados de produção (ILPF e IPF) com os tipos de solo em evidência.



Fonte: elaborado pelo autor (2024).

3.2.1.1.1 Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF)

Os sistemas que compõem o ILPF são o M, N e G, em que receberam diferentes manejos. O M e N receberam a mesma ordem cronológica de produções e

adubações (ANEXO I), realizados através de preparo convencional do solo para plantio, mas diferentes desbastes.

Em 2012, os sistemas M e N receberam o primeiro desbaste, realizado de forma sistemática retirando-se 30% das linhas marginais, resultando em cerca de 435 árvores/hectare. O segundo desbaste foi realizado de maneira seletiva, observando os indivíduos arbóreos que possuíam menor desenvolvimento. Mas, foram realizados em épocas distintas. No sistema M foi realizado no ano de 2020, resultando em cerca de 365 árvores/ha (Figura 4), enquanto no N foi realizado em 2016, retirando-se 100 % das linhas marginais, o que resultou na densidade de cerca de 180 árvores/ha (Figura 5). Já o sistema G não foi submetido a manejo ou desbaste até o ano de 2022, em que a partir desse período, foi implantado o consórcio de pastagem de braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster) com feijão guandu (*Cajanus cajan* cv. Mandarin) (Figura 6).

Figura 4. Imagem do ILPF-M.



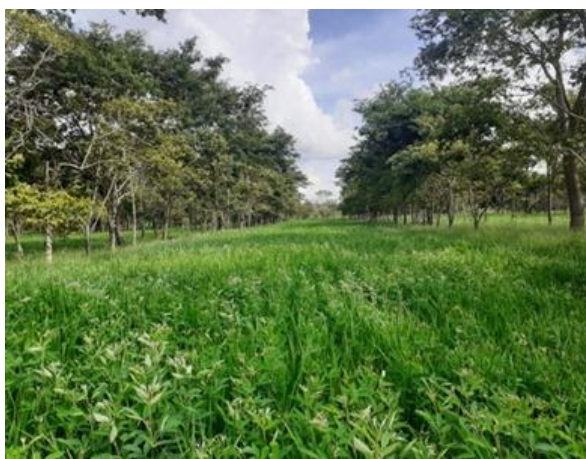
Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 5. Imagem do ILPF-N.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 6. Imagem do ILPF-G.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

3.2.1.1.2 Integração Pecuária-Floresta (IPF)

O IPF é composto pelos sistemas K e L, que receberam manejo idênticos em relação a adubação (ANEXO II) e desbastes. O primeiro desbaste foi realizado no ano de 2016 com caráter sistemático, retirando-se 50 % das linhas marginais, resultando em densidade de cerca de 350 árvores/ha. Em 2020, foi realizado o desbaste seletivo retirando-se os indivíduos menos desenvolvidos das linhas marginais a partir de

observação empírica, resultando em cerca de 310 árvores/ha. Densidade de indivíduos mantida até os dias atuais (Figura 7).

Figura 7. Imagem do IPF (K e L).



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

3.2.2 Desenho amostral

Foram alocadas seis parcelas de 30 m x 22 m (660 m²) por sistema (IPF-K, IPF-L, ILPF-M, ILPF-N e ILPF-G), totalizando 30 parcelas (Figura 8). Os quatro vértices de cada parcela foram georreferenciados (UTM 23S, SIRGAS 2000), coletando as coordenadas X, Y e Z com auxílio de GNSS da marca Topcon Hiper VR.

Figura 8. Localização das parcelas em cada sistema analisado.

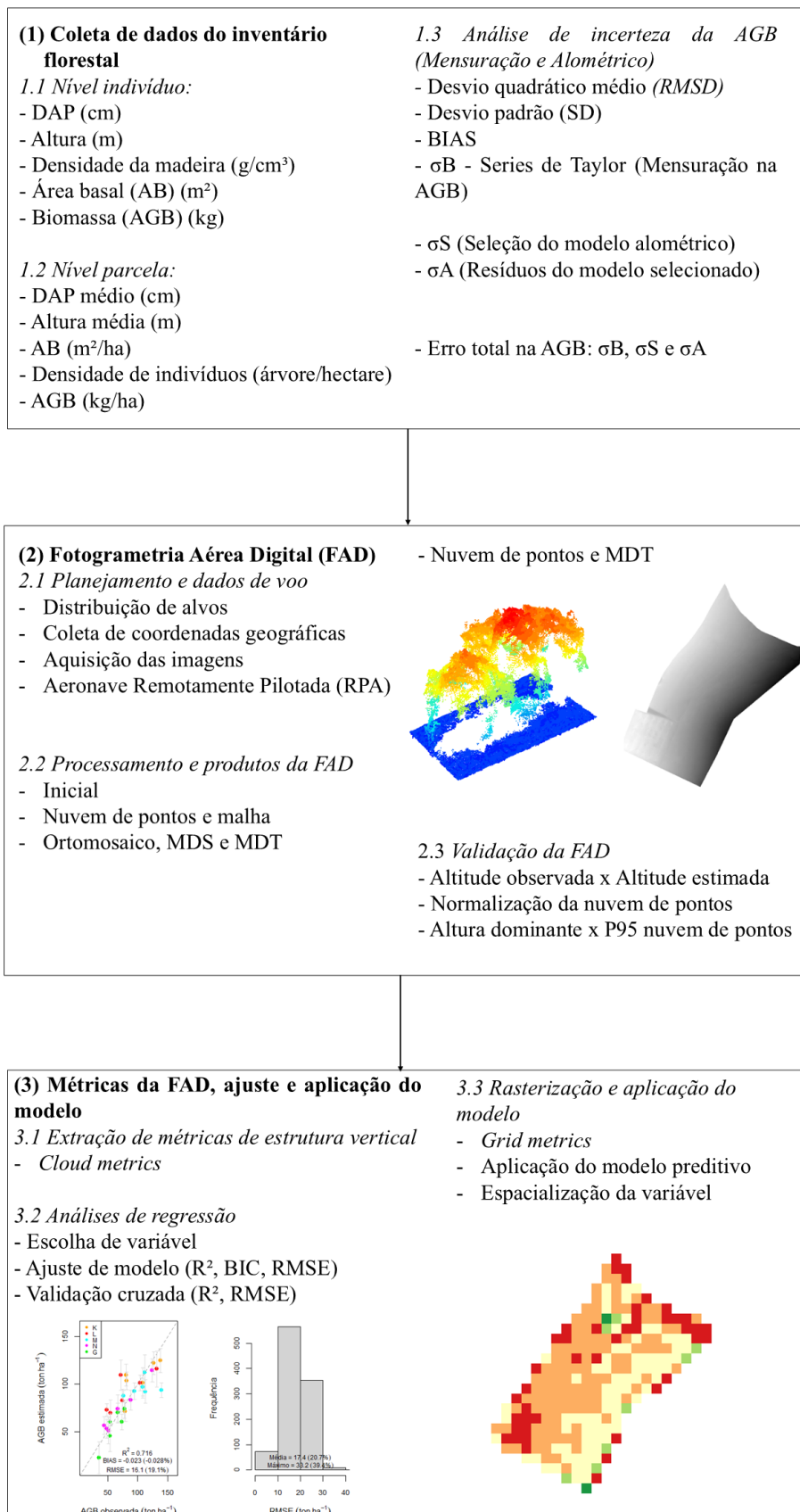


Fonte: elaborado pelo autor (2023).

3.2.3 Fluxo de trabalho

O fluxo de trabalho foi segmentado em três momentos: (1) Coleta dos dados do inventário florestal; (2) Fotogrametria aérea digital (FAD); (3) Métricas da FAD, modelagem de dados, análises estatísticas e aplicação do modelo (Figura 9).

Figura 9. Fluxo de trabalho.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

3.2.3.1 Coleta de dados do inventário florestal

Nível indivíduo

O inventário florestal foi realizado entre os meses de março e abril de 2022, sendo mensurados o diâmetro à altura do peito (DAP, a 1,30 m do solo, em cm) e altura (m), bem como a identificação a nível de espécie de todos os indivíduos arbóreos vivos presentes no interior de cada parcela. O DAP foi determinado com auxílio de fita dendrométrica da marca Haglölf, enquanto a altura foi determinada com auxílio de régua telescópica de 15 m e clinômetro da marca Haglölf, em que o último foi utilizado se o indivíduo arbóreo apresentasse altura maior que 15 m. Caso o indivíduo apresentasse mais de um DAP, optou-se pelo cálculo do DAP equivalente (Eq. 1) (Soares; Neto; Souza, 2011):

$$D_{eq} = \sqrt{\sum DAP^2} \quad (1)$$

Onde:

D_{eq} = Diâmetro equivalente (cm);

DAP = Diâmetro à altura do peito (cm).

Em posse dos valores de altura e D_{eq} , foi calculada a área basal (m^2) de cada indivíduo (Eq. 2) (Soares; Neto; Souza, 2011):

$$AB = \frac{\pi * deq^2}{40.000} \quad (2)$$

Onde:

AB = Área basal (m^2);

Π = 3,1415;

deq = Diâmetro equivalente (cm).

A densidade da madeira de cada espécie amostrada foi verificada na literatura (Chave et al., 2006; Carvalho et al. 2014). Com os dados de DAP, altura e densidade da madeira foi calculada a biomassa arbórea (AGB) (Chave et al., 2004), através da equação alométrica desenvolvida por Chave et al. (2005) para o bioma Mata Atlântica (Eq. 3). O modelo é exclusivamente para árvores de floresta tropical úmida, com pluviosidade entre 1.500 mm e 3.500 mm ao ano e estiagem de um a quatro meses.

$$AGB = \exp[-2,977 + \ln(\rho * D^2 * H)] \quad (3)$$

Onde:

AGB = Biomassa seca (kg);

ρ = Densidade da madeira (g/cm³);

DAP = Diâmetro altura do peito (cm);

H = Altura (m).

Nível parcela

A nível de parcela foram calculados o DAP e a altura através de média aritmética, enquanto a área basal, AGB e densidade de indivíduos foram somados e extrapolados para hectare.

Análise de incerteza na AGB (Mensuração e Alométrico)

Para verificação dos erros de mensuração de DAP e altura, aferiu-se novamente três indivíduos arbóreos por parcela, selecionados a partir da amplitude. Já o erro relacionado à densidade da madeira foi obtido na literatura (Chave et al., 2006). Os erros de mensuração foram definidos em erro total, quantificado pelo desvio

quadrático médio (RMSD) (Eq. 4), enquanto os erros sistemático e aleatório foram representados pelo BIAS (Eq. 5) e desvio padrão (SD) (Eq. 6), respectivamente.

$$RMSD = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (ei)^2} \quad (4)$$

Onde:

RMSD = Desvio quadrático médio (Erro total);

ei (Erro de mensuração) = $(m1_i - m2_i)$;

$m1_i$ = Primeira mensuração de DAP ou altura;

$m2_i$ = Segunda mensuração de DAP ou altura;

n = Número de pares de medições repetidas.

$$BIAS = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n ei \quad (5)$$

Onde:

BIAS = média dos erros (erro sistemático);

ei (Erro de mensuração) = $(m1_i - m2_i)$;

$m1_i$ = Primeira mensuração de DAP ou altura;

$m2_i$ = Segunda mensuração de DAP ou altura;

n = Número de pares de medições repetidas.

$$SD = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (ei - BIAS)^2} \quad (6)$$

Onde:

SD = Desvio padrão (erro aleatório);

ei (Erro de mensuração) = (m1_i - m2_i);

m1_i = Primeira mensuração de DAP ou altura;

m2_i = Segunda mensuração de DAP ou altura;

n = Número de pares de medições repetidas;

BIAS = Erro sistemático.

Geralmente, quando estudos estimam a AGB utilizando dados de sensoriamento 3D, utilizam as equações disponíveis na literatura (Brown, 1997; Chave et al., 2005; Chambers et al., 2001; Brown; Gillespie; Lugo, 1989) (Tabela 1). Portanto, o ajuste do modelo final com dados de sensoriamento remoto resulta em uma estimativa da AGB calculada por meio das equações alométricas, possibilitando a estimativa do erro de seleção do modelo. No presente estudo, as incertezas de campo foram estimadas e propagadas para os modelos finais com base no estudo de Gonçalves et al. (2017).

Tabela 1. Equações alométricas utilizadas para calcular a biomassa de cada indivíduo arbóreo.

Equações	Fonte
$AGB1 = \exp(-2,977 + \log(\rho * D^2 * H))$	Chave et al., (2005)
$AGB2 = \exp[-2,134 + 2,53 * \log(D)]$	Brown, (1997)
$AGB3 = \rho * \exp[-1,499 + 2,148 * \log(D) + 0,933 * \log(D)^2 - 0,0281 * \log(D)^3]$	Chave et al., (2005)
$AGB4 = \exp[-0,370 + 0,333 * \log(D) + 0,933 * \log(D)^2 - 0,122 * \log(D)^3]$	Chambers et al., (2001)
$AGB5 = \exp[-3,1141 + 0,9719 * \log(D^2 * H)]$	Brown; Gillespie; Lugo, (1989)

*AGB = biomassa (kg); ρ = densidade da madeira (g/cm³); D = DAP (cm); H = altura (m)

Os erros de mensuração do DAP (σ_D), altura (σ_H) e densidade da madeira (σ_ρ) foram propagados para a biomassa estimada alométricamente, expandindo as equações da Tabela 1 através da série de Taylor e mantendo apenas os termos de primeira ordem. Para um modelo de biomassa do tipo $AGB = a * DAP^k * H * \rho$, com ρ sem correlação com DAP e H, a incerteza na estimativa de biomassa de cada árvore (σ_B) viva foi estimada em termos de erros de mensuração pela seguinte equação (Eq. 7):

$$\sigma_B = AGB * \left(k^2 * \frac{\sigma_D^2}{D^2} + \frac{\sigma_H^2}{H^2} + \frac{\sigma_\rho^2}{\rho^2} + 2k * \frac{\sigma_{DH^2}}{DH^2} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (7)$$

Onde:

σ_D = erro de mensuração do DAP (cm);

σ_H = erro de mensuração da altura (m);

σ_ρ = erro da densidade da madeira (g/cm³);

$k = 2$;

DH = Covariância entre DAP e altura

A incerteza referente ao modelo alométrico utilizado foi estimada em erro de seleção do modelo (σ_S) e resíduos do modelo selecionado (σ_A). O σ_S foi calculado pelo desvio padrão dos valores de biomassa de cada indivíduo arbóreo estimado pela Eq. 3 e pelas outras quatro equações presentes na Tabela 1 (AGB2, AGB3, AGB4 e AGB5). O σ_A foi estimado pela equação 8 (Chave et al., 2004; Chave et al., 2014; Baskerville, 1972).

$$\sigma_A = \sqrt{CF^2 - 1 * (AGB)} \quad (8)$$

Onde:

CF = Fator de correção;

AGB = Biomassa (kg).

Os erros (σ_B , σ_S e σ_A) foram calculados a nível de indivíduos e adicionados em quadratura para obter as estimativas a nível de parcela, baseado em hectare. Estes erros a nível de parcela foram combinados em quadratura para se obter a incerteza total na estimativa de AGB, sob as premissas de aditividade e independência estatística (Gonçalves et al., 2017).

3.2.3.2 Fotogrametria Aérea Digital (FAD)

Planejamento da área de estudo e dados de voo

No dia dois de junho de 2022 foram distribuídos na área de estudo 10 alvos pintados com as cores preta e vermelha, para utilizar como pontos de controle do solo (GCP's) (Figura 10). As coordenadas geográficas foram coletadas no centro do alvo com auxílio de um GNSS da marca Topcon Hiper VR, com acurácia de 2,72 cm na latitude, 6,25 cm na longitude e 9,75 cm na altura, sendo processadas através do serviço online para pós-processamento de dados GNSS (PPP), oferecido pelo IBGE.

No dia seguinte, as imagens de alta resolução da área de estudo foram adquiridas com auxílio de uma aeronave remotamente pilotada (RPA) de modelo Mavic Enterprise série 2 (SZ DJI Technology Co., Ltd., Shenzhen, China) (Figura 11).

Figura 10. Alvo para levantamento das coordenadas geográficas.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 11. RPA utilizado na aquisição das imagens de alta resolução da área de estudo.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

As condições climáticas foram favoráveis, com ausência de nuvem e ventos moderados (< 10 m/s). Foram realizados três voos para cobrir a área total de estudo, totalizando 47,2 ha. Cada voo teve duração de cerca de 25 minutos, correspondente ao tempo de duração da bateria. Os voos foram realizados a 120 metros acima do nível do solo, com a metodologia de operação em linha de visada visual (VLOS), de acordo

com o protocolo estipulado pelas Normas Brasileiras de Pilotagem de RPA (ANAC, 2023). Os parâmetros dos voos e a câmera utilizada são descritos a seguir (Tabela 2).

Tabela 2. Parâmetros de voo.

Parâmetros	
Área coberta (ha)	47,2
Altura de voo (m)	120
Velocidade do voo (m/s)	6,50
Duração do voo (min)	25
Sobreposição frontal (%)	85
Sobreposição lateral (%)	85
Sensor	FC2403_4.5_4056x2280
Bandas Espectrais	Red, Green, Blue
Distância da amostra do solo (GSD) (cm)	4,40
Número de imagens	805
Formato da imagem	JPG

Processamento e produtos da FAD

O processamento das imagens adquiridas pela RPA foi realizado no *software* Pix4D Mapper 4.8.4 (Pix4D Incorporation, 2023). Para a criação e modelação das nuvens de pontos, ortomosaicos e Modelos Digital de Superfície (DSM) e de Terreno (DTM), o processamento é realizado através do algoritmo *structure-from-motion* (SfM) (Westoby et al., 2012), responsável pela reconstrução 3D de determinada área ou objeto através da sobreposição de fotografias 2D (Eltner & Sofia, 2020). É responsável pelo alinhamento automático das fotografias aéreas sobrepostas, gerando a calibração entre as imagens, para posteriormente extrair a nuvem de pontos (Turner; Lucieer; Watson, 2012). Visto isso, o processamento é segmentado em três momentos: (i) Processamento inicial; (ii) Nuvem de pontos e malha; (iii) MDS's e ortomosaicos (Tabela 3) (Pix4D Incorporation, 2023).

Tabela 3. Etapas do processamento das imagens no software Pix4D.

Processamentos	Parâmetros
(i) Processamento inicial	Escala de imagem de pontos-chave: completo Seleção de pares: grade aérea Pontos chave: 40000 Realocação manual de 5 pontos de controle e 5 checkpoints
(ii) Nuvem de pontos e malha	Escala da imagem: 1/2 imagem Densidade de pontos: ótima Número mínimo de correspondências: 3
(iii) Ortomosaico, DSM e DTM	Interpolação DSM: Distância Inversa Ponderada (IDW) Resolução: 1xGSD = 4,40 cm/pixel

O processamento inicial é responsável pela criação da nuvem de pontos esparsa, através da identificação de pontos chaves na sobreposição de cada imagem, construindo uma nuvem de pontos 3D que representam a área amostrada. É nessa fase que é realizado o georreferenciamento das imagens, melhorando através da introdução dos GCP's. No presente caso, manteve-se cinco GCP's como pontos de amarramento, enquanto os outros cinco foram usados como *checkpoints* para validação do erro.

O próximo processamento é a densificação da nuvem de pontos através do aumento de seleção dos pontos em comuns entre as imagens, concomitante com a classificação da nuvem de pontos, identificando o que é solo, estrada, vegetação, área construída e objeto antrópico. É gerado então um modelo 3D representando toda a área mapeada, em que por interpolação de pixels, minimiza-se as eventuais lacunas no modelo gerada pela ausência de pontos comuns (Pix4D Incorporation, 2023).

Por fim, o último processamento envolve a produção do ortomosaico, DSM e DTM. O DSM e DTM são gerados a partir da nuvem de pontos densa classificada, utilizando o método de interpolação denominado Distância Inversa Ponderada (IDW), produzidos de forma automática no Pix4D Mapper 4.8.4. O IDW é uma técnica de

interpolação determinística local, que calcula o valor como uma média ponderada pela distância de pontos amostrados em uma vizinhança definida (Burrough; McDonnel, 1998), estimando altitudes em pontos desconhecidos utilizando a distância e os valores para pontos conhecidos próximos (Mitas; Mitasova, 1999).

Validação da FAD

A qualidade do DTM gerado foi avaliado em duas etapas. Primeiramente, comparou-se os valores de altitude observados em campo (GCP's), coletados com auxílio de GNSS em 87 pontos, sendo processadas através do serviço online para pós-processamento de dados GNSS (PPP), oferecido pelo IBGE, com aqueles estimados pelo DTM. Em seguida, foi realizada a normalização da nuvem pontos no *software* R Studio (R Core Team, 2023), subtraindo-a pelo DTM. Em posse da nuvem de pontos normalizada, separou-se as nuvens de pontos referentes a cada parcela amostrada para extração das métricas florestais, conforme descrito no item 3.2.3.3. Após a extração das métricas de altura, foi comparado os valores de altura dominante das árvores mensuradas no inventário florestal a nível de parcela, com os valores de altitude do 95° percentil extraídos da nuvem de pontos normalizada da referida parcela.

As comparações foram realizadas através de regressão linear simples (Dandois; Ellis, 2010), calculando-se a raiz do erro quadrático médio (RMSE), viés (BIAS) e desvio padrão (SD). As alturas dominantes foram calculadas pela média aritmética das 3 árvores mais altas de cada parcela.

3.2.3.3 Métricas da FAD, e aplicação do modelo

Extração de métricas estruturais

Em posse das nuvens de pontos normalizadas referentes a cada parcela amostrada em campo, foram extraídas métricas de altura e cobertura de dossel com auxílio do *software* FUSION/LDV 4.61, através da função *cloud metrics* (McGaughey, 2024). As métricas de altura de dossel extraídas a partir de 0,200 m foram as tradicionais, representadas pela estatística básica de distribuição (média, moda, variância, máximo, mínimo, etc.) e forma da distribuição da altura da nuvem de pontos (assimetria, curtose, momentos lineares), enquanto as métricas de cobertura de dossel foram calculadas considerando as proporções de pontos acima de um limite de altura previamente definido, no caso 1,50 m, em relação ao total de pontos amostrados (Tabela 4).

Tabela 4. Métricas extraídas da nuvem de pontos com o software FUSION/LDV 4.61 e suas respectivas descrições.

Métrica	Nome	Descrição
Altura	Hmin	Mínima
	Hmax	Máxima
	Hmean	Média
	Hmode	Moda
	Hcv	Coefficiente de variação
	Hsd	Desvio padrão
	Hv	Variância
	Hiq	Distância interquartil
	Hskew	Assimetria
	Hkurt	Curtose
	H01, H05, H10, H20, H25, H30, H40, H50, H60, H70, H75, H80, H90, H95, H99	Valores de percentil (1°, 5°, 10°, 20°, 25°, 30°, 40°, 50°, 60°, 70°, 75°, 80°, 90°, 95°, 99°)
	Hsqrmsq	Média generalizada para a 2ª potência
	Hcurtmcu	Média generalizada para a 3ª potência
	Haad	Desvio absoluto médio
	HMADmed	Mediana dos desvios absolutos da mediana geral
	HMADmod	Moda dos desvios absolutos do modo geral
	HL1, HL2, HL3 e HL4	Momentos lineares
	HLskew	Momento linear da assimetria
	HLkurt	Momento linear da curtose
	HCRR	Relação de relevo do dossel - $(Hmean - Hmin)/(Hmax - Hmin)$
	H020	Total de pontos acima de 0,20 m
	Htotal	Total de pontos
	Cobertura de dossel	CCH
CCHmean		Total de pontos acima da altura média
CCHmode		Total de pontos acima da moda da altura
CC%1.5m		Total de pontos acima de 1,5 m / total de pontos * 100
CC%Hmean		Total de pontos acima da altura média / total de pontos * 100
CC%Hmode		Total de pontos acima da moda da altura / total de pontos * 100
PA		Área sob o perfil ou curva do 99º percentil de altura

Análises de regressão

Foram utilizados modelos de regressão linear múltipla para relacionar as métricas obtidas através da FAD a nível de parcela com AGB, AB, DAP médio, altura média e densidade de indivíduos (árvores/ha), levantadas em campo. Priorizou-se modelos simples com baixo número de variáveis explicativas, portanto, após diversos testes para encontrar as melhores combinações possíveis de variáveis explicativas, constatou-se a máxima de quatro variáveis explicativas para os modelos, pois o aumento do número de variáveis não necessariamente resultou em melhor predição dos dados.

Para escolha da melhor combinação de variáveis explicativas do modelo, foram analisados os valores do Critério de Informação Bayesiano (BIC), Coeficiente de Determinação (R^2) e RMSE. Os erros nas estimativas de biomassa de campo (AGB), calculados para cada uma das 30 parcelas de inventário, foram usados como pesos no modelo de regressão AGB estimado por mínimos quadrados ponderados. Os erros de mensuração na altura e DAP, ao nível da parcela, também foram utilizados como pesos em seus respectivos modelos de regressão.

Para avaliar a normalidade dos resíduos dos modelos selecionados foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk, enquanto para a homoscedasticidade o teste de Bartlett, ambos a nível de significância de 5% (Legendre & Legendre 2012). A presença de multicolinearidade foi avaliada pelo fator de inflação da variância (VIF) (Montgomery; Peck; Vining, 2012). Para avaliar a capacidade preditiva dos modelos escolhidos, foi utilizada a validação cruzada de Monte Carlo, sendo realizadas 1000 divisões aleatórias dos conjuntos de dados em treinamento (80%) e validação (20%) (Picard & Cook, 2012). Após a validação cruzada, o erro de predição de cada modelo foi determinado

como a média do RMSE obtido nas 1000 repetições. Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software* R studio (R Core Team, 2023).

Rasterização e aplicação do modelo

Após a escolha dos modelos de predição de cada variável estudada, foi utilizada a função *grid metrics*, referente ao FUSION/LDV 4.61, para espacializar as variáveis para toda a área de estudo e, em seguida, para rasterização de cada variável. Por fim, utilizando a calculadora raster do software QGIS 3.28 – Firenze foi possível mesclar os *rasters* de cada métrica preditora de acordo com o modelo ajustado para cada variável, elaborando um mapa de valores para toda a área de estudo.

3.3 Resultados

Inventário Florestal

Após a mensuração dupla dos 45 indivíduos, foram calculados os erros relacionados ao DAP (cm) e altura (m). Observou-se que o erro atribuído à mensuração da altura foi relativamente maior (RMSD = 5,19 %) quando comparado com o DAP (RMSD = 1,69 %). O SD também se mostrou maior na altura (5,25 %) do que no DAP (1,71 %). Já o erro sistemático (BIAS) foi próximo de zero, indicando que não há padrão de viés relacionado ao erro de mensuração (Tabela 5).

Tabela 5. Erros de mensuração calculados após remensuração de 45 indivíduos pertencentes a 15 parcelas nos sistemas ILPF e IPF. Erro total (RMSD); Erro sistemático (BIAS) e erro aleatório (SD), em valores absolutos e relativos (entre parênteses).

Variável	Amplitude	RMSD	BIAS	SD
DAP (cm)	6,30 - 69,0	0,490 (1,69%)	0,032 (0,113%)	0,495 (1,71%)
Altura (m)	3,00 - 20,0	0,618 (5,19%)	0,017 (0,149%)	0,626 (5,25%)

*DAP: Diâmetro altura do peito

Após o inventário florestal (Tabela 6) verificamos que o DAP variou entre 1,00 a 54,5 cm, com média de 21,80 cm, enquanto a altura média foi de 11,3 m, variando entre 1,44 e 26,3 m. A área basal máxima alcançou 22,4 m² ha⁻¹, enquanto a mínima 6,00 m² ha⁻¹, tendo em média 13,6 m² ha⁻¹. A densidade de indivíduos variou de 106 a 470 árvores ha⁻¹, mas em média foi de 295 árvores ha⁻¹. Por fim, a AGB apresentou média de 83,5 Mg ha⁻¹, com máximo de 153,3 Mg ha⁻¹ e mínimo de 37,5 Mg ha⁻¹ (Tabela 6).

Tabela 6. Estatísticas básicas amostradas em campo a nível de parcela (n = 30).

Variável	Símbolo	Média	Amplitude	Desvio Padrão
Diâmetro (cm)	DAP	21,80	1,00 – 54,5	10,5
Altura (m)	H	11,3	1,44 – 26,3	4,1
Área Basal (m ² ha ⁻¹)	AB	13,6	6,00 – 22,4	4,35
Densidade de indivíduos (ha)	Dens	295	106 - 470	90
Biomassa (Mg ha ⁻¹)	AGB	83,5	37,5 - 153,3	30,1

O erro de mensuração (σ_M) relacionado ao DAP (1,69 %) altura (5,19 %) e densidade da madeira (10,2 %), resultaram em um erro relativamente alto de cerca de

20 % na estimativa de AGB a nível de indivíduo. Mas, após estimar a AGB a nível de parcela, esse valor foi reduzido para 12,8 %. O erro associado à seleção do modelo alométrico (σ_S) variou de 3,04 % a 7,67 %, apresentando média de 4,79 %. O erro associado ao resíduo do modelo alométrico (σ_A) foi de 1,65 % em média. Por fim, a incerteza total na estimativa de AGB a nível de parcela foi de 13,8 %, variando de 9,38 % a 23,57 % (σ_{AGB}) (Tabela 7).

Tabela 7. Incertezas associadas à estimativa da AGB em campo ao nível de parcela.

Fonte de erro	Média (%)	Mínimo (%)	Máximo (%)
Mensuração (σ_M)	12,8	8,83	22,1
Alometria (seleção de modelo, σ_S)	4,79	3,04	7,67
Alometria (resíduos do modelo, σ_A)	1,65	0,970	2,96
Total (σ_{AGB})	13,8	9,38	23,57

Fotogrametria Aérea Digital (FAD)

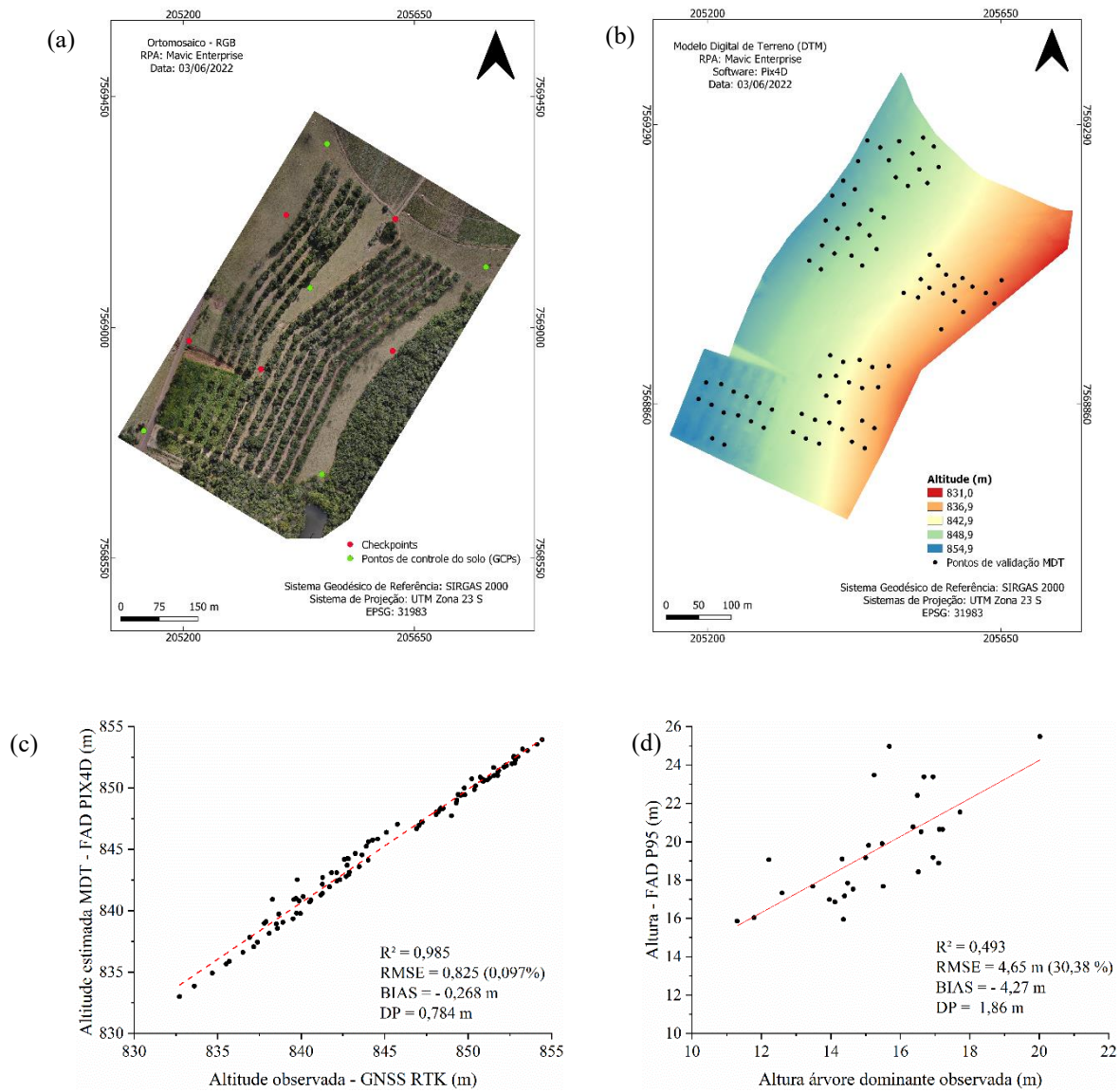
Após o processamento das imagens no *software* Pix4D, foi gerado o ortomosaico da área de estudo (Figura 12a), DTM (Figura 12b) e nuvem de pontos densa (Figura 13). Para o processamento das imagens foram utilizados cinco GCP's e cinco checkpoints, em que o último apresentou raiz do erro quadrático médio (RMSE) de 0,179 m e 0,057 m, nos eixos x e y, respectivamente. Já no eixo z, o RMSE foi de 0,849 m.

Para a validação do DTM utilizou-se 87 pontos de amostragem no solo, para que fosse possível comparar com os valores estimados pelo *software*. Observou-se que o DTM gerado foi satisfatório, apresentando RMSE de 0,097% (0,825 m), alta

correlação com as altitudes aferidas em campo ($R^2 = 0,985$), indicando pequena superestimação do DTM (BIAS = -0,286 m) (Figura 12c).

A validação da altura apresentou valores mais discrepantes, apresentando RMSE de 30,38% (4,65 m) e correlação baixa ($R^2 = 0,493$). Observando o gráfico de dispersão das alturas dominantes observadas e estimadas pela nuvem de pontos, infere-se que as alturas extraídas da nuvem de pontos se apresentaram maiores quando comparadas com o observado em campo, superestimando as alturas dominantes (Figura 12d).

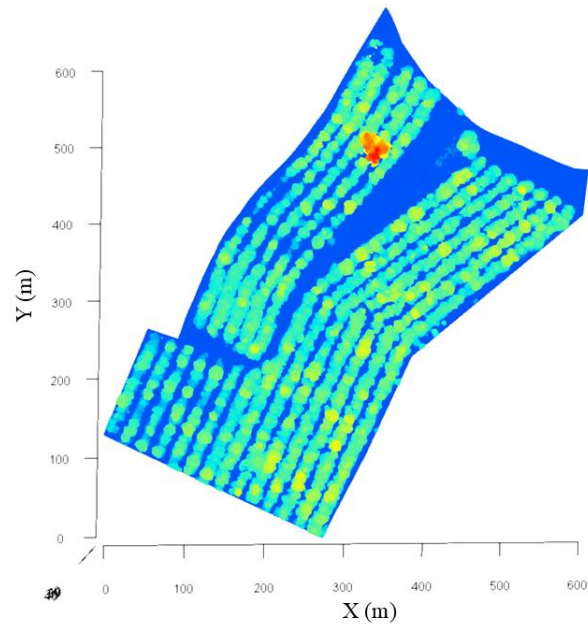
Figura 12. (a) Ortomosaico da área de estudo com os respectivos GCP's e checkpoints em evidência; (b) da área de estudo e seus respectivos pontos de validação amostrados; (c) gráfico de validação do DTM; (d) gráficos da validação das alturas dominantes.



A nuvem de pontos densa gerada pelo *software* Pix4D compreende a densidade de 115,2 pontos m^{-2} (Figura 13). Com o auxílio das coordenadas geográficas dos vértices de cada parcela amostrada, recortou-se a nuvem de pontos para extração das métricas através da função *Cloudmetrics*, do *software* FUSION/LDV (Figura 14a-j).

Figura 13. (a) Visão 2D da nuvem de pontos densa da área de estudo; (b) Visão 3D da nuvem de pontos densa da área de estudo.

(a)



(b)

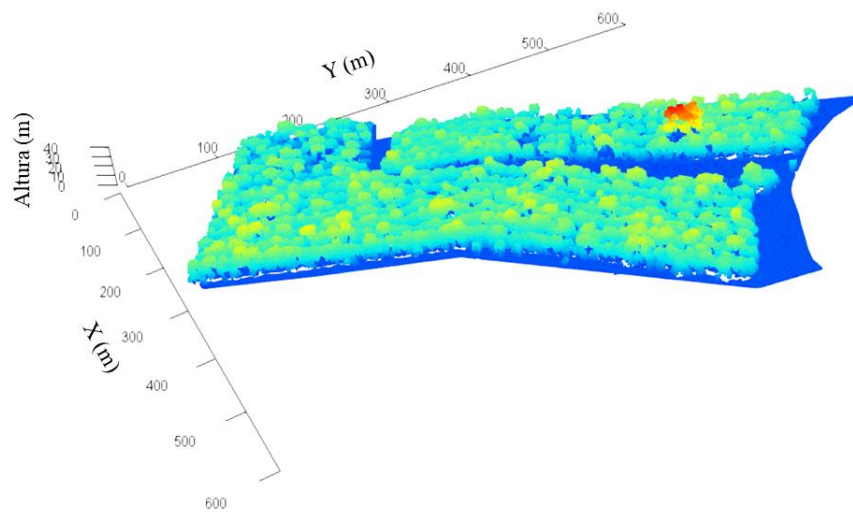
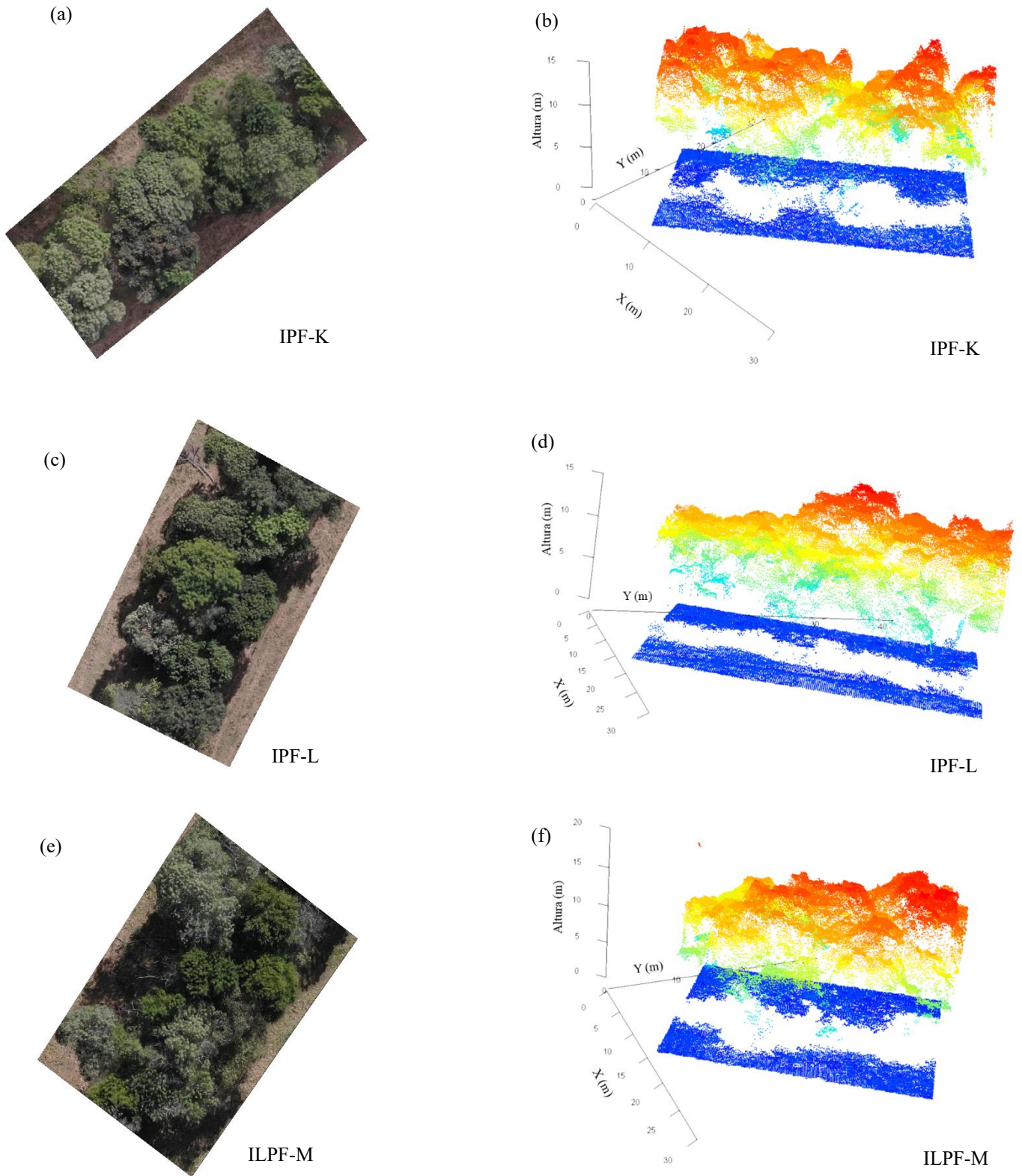
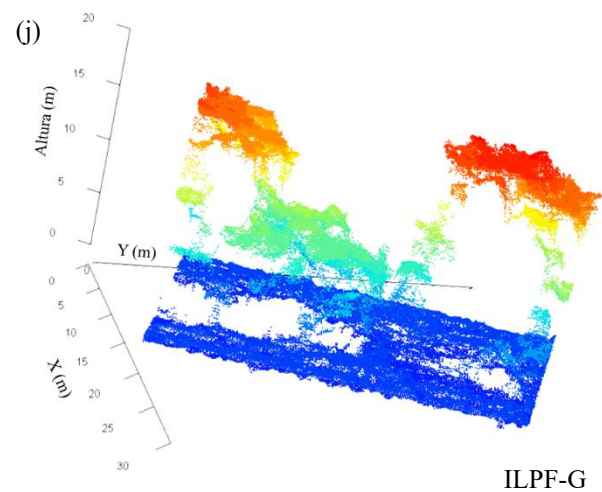
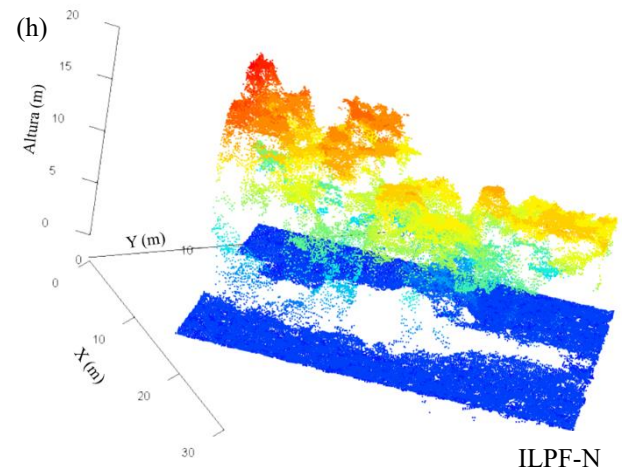
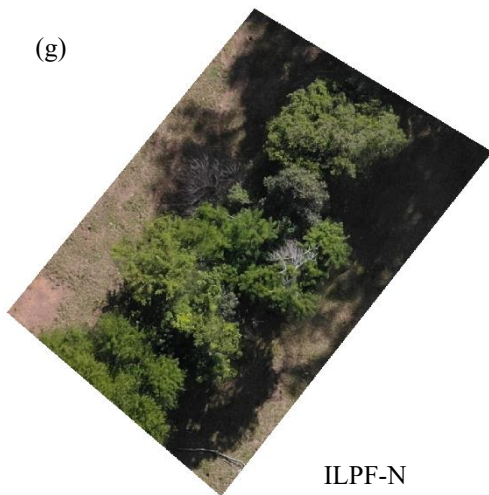


Figura 14. (a-j) Imagens aéreas das parcelas demonstrativas dos sistemas e suas respectivas nuvem de pontos da área de estudo. (a-b) IPF-K; (c-d) IPF-L; (e-f) ILPF-M; (g-h) ILPF-N; (i-j) ILPF-G, respectivamente.





Ajuste e aplicação dos modelos

O melhor modelo para estimar o DAP apresentou menor R^2 , sendo de 0,506, com RMSE de 2,25 cm (10,1%), mas após a validação cruzada os valores aumentaram ligeiramente, culminando em R^2 de 0,540 e RMSE médio de 2,30 cm (10,3 %). O modelo compreendeu duas variáveis de altura, H020 e H40, onde há relação negativa com a primeira variável preditora (Tabela 8).

Para a altura média, o modelo apresentou alta capacidade de predição, com R^2 de 0,704 e RMSE de 1,02 m (9,0 %), apresentando redução do R^2 e aumento do RMSE médio após a validação cruzada, sendo de 0,640 e 1,30 m (11,4 %), respectivamente.

O modelo compreendeu três variáveis, sendo duas de altura (Hmean e H01) e uma de cobertura de dossel (CCHmode) (Tabela 8).

A área basal, que é uma métrica dependente do DAP, apresentou em seu modelo preditivo um R^2 de 0,628 e RMSE de $2,54 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (18,4 %), em que após a validação cruzada esses valores se alteraram, com R^2 de 0,610 e RMSE médio de $2,9 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (21,1 %). O modelo compreendeu três variáveis, sendo duas de altura (H05 e Htotal), em que a última detém de relação negativa com o modelo, e uma de cobertura de dossel (CCHmode) (Tabela 8).

O modelo de densidade de indivíduos apresentou R^2 de 0,652 e RMSE de $53,2$ árvores ha^{-1} (17,8 %), e após a validação cruzada apresentou R^2 de 0,600 e RMSE médio de $65,3$ árvores ha^{-1} (21,9 %). Compreendeu o maior número de variáveis preditoras, compreendendo três de altura (H05, H10 e Htotal) e uma de cobertura de dossel (CC%Hmode). Ressalta-se que o H10 e o Htotal exerceram efeito negativo no modelo (Tabela 8).

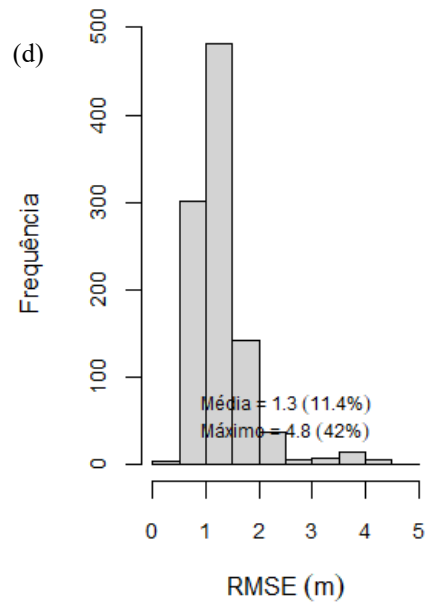
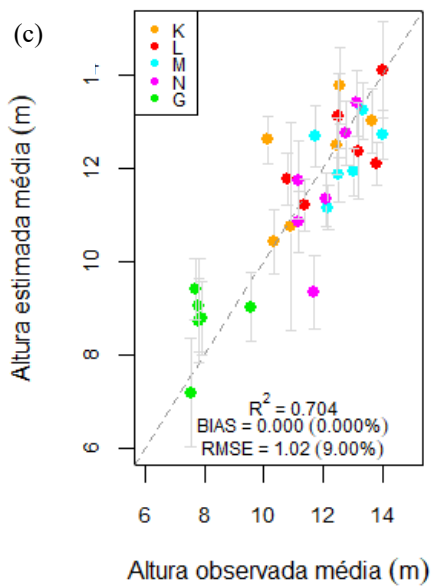
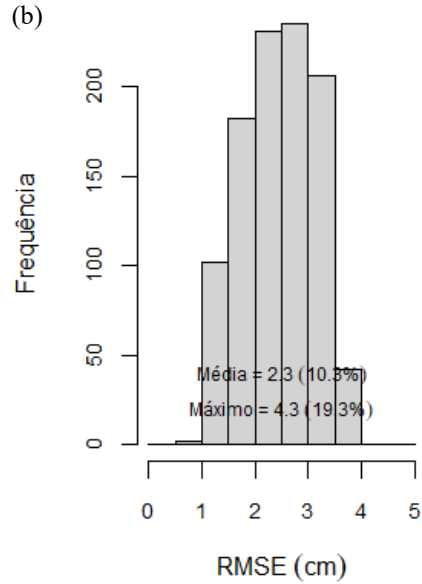
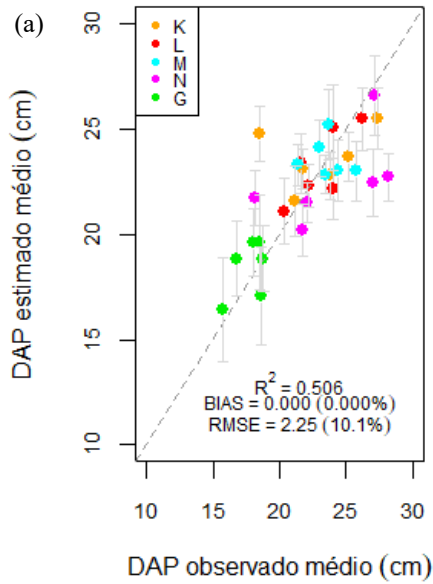
Por fim, o melhor modelo de predição da AGB apresentou R^2 de 0,680 e RMSE de 20,7%, após a validação cruzada. O modelo compreendeu três variáveis, sendo uma de altura (Hmax) e duas de cobertura de dossel (CCH e PA), sendo que o CCH exerce efeito negativo no modelo (Tabela 8).

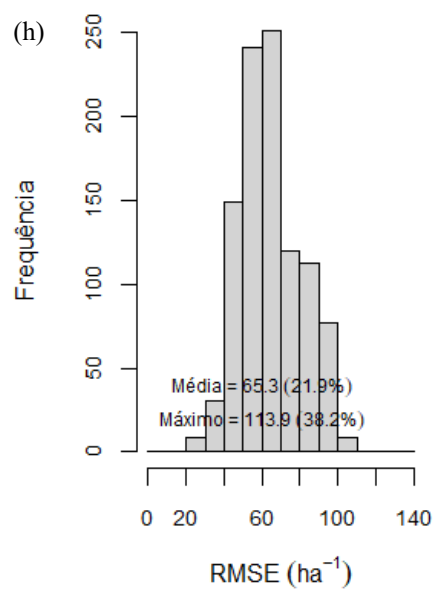
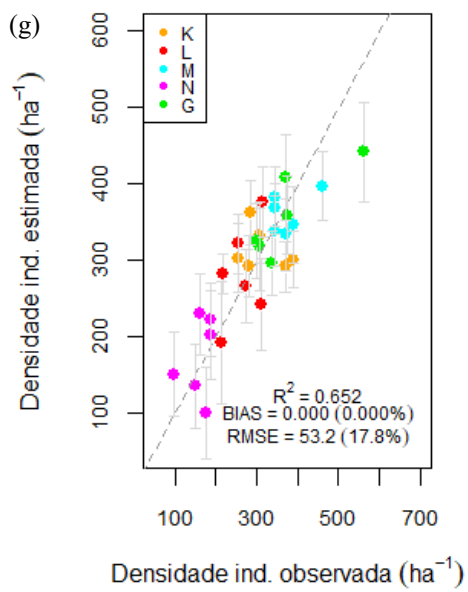
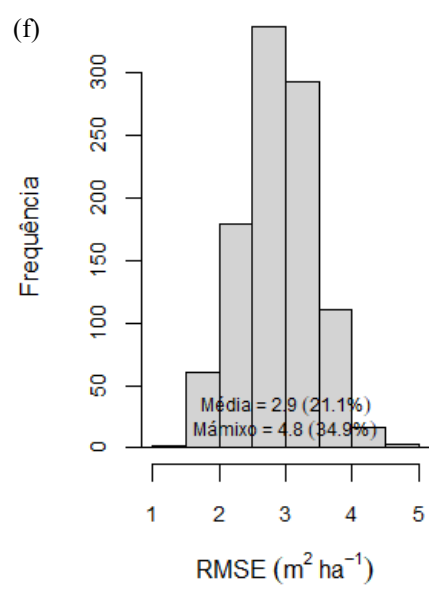
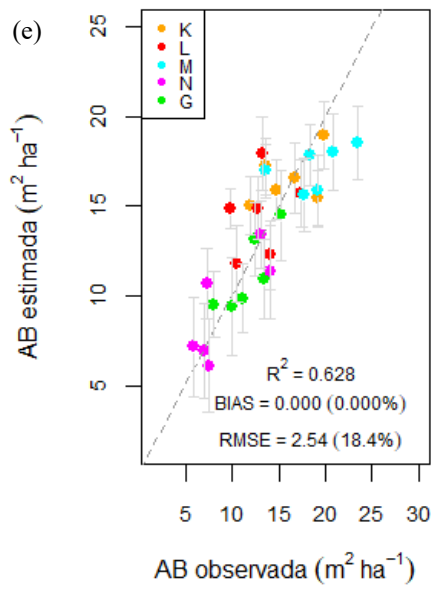
Tabela 8. Estatísticas resumidas dos modelos selecionados para estimar DAP médio, altura média, área basal, densidade de indivíduos e AGB.

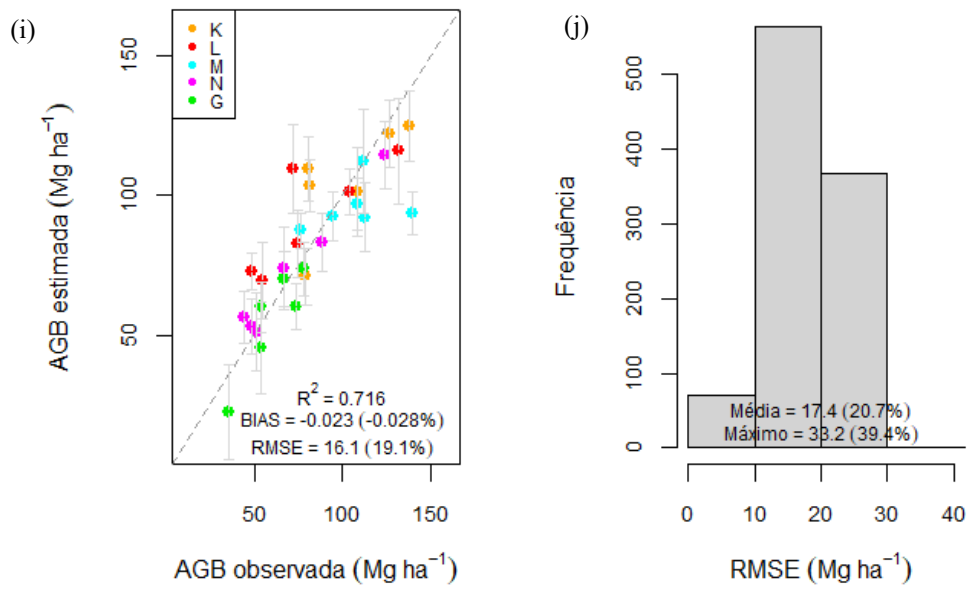
Variável	Equação	R ² _{ajustado}	RMSE	BIC	R ² _{cv}	RMSE _{cv}
DAP médio (cm)	17,5 - (0,0001*H020) + (0,882*H40)	0,506	2,25 (10,1%)	-13	0,540	2,30 (10,3%)
Altura média (m)	5,166 + (0,579*Hmean) - (1,73*H01) - (0,00003*CCHmode)	0,704	1,02 (9,0%)	-26	0,640	1,30 (11,4%)
AB (m ² ha ⁻¹)	24,98 + (0,812*H05) + (0,00009*CCHmode) - (0,0002*Htotal)	0,628	2,54 (18,4%)	-20	0,610	2,90 (21,1%)
Densidade (ind ha ⁻¹)	542,8 + (47,3*H05) - (36,1*H10) + (2,33*CC%Hmode) - (0,003*Htotal)	0,652	53,2 (17,8%)	-20	0,600	65,3 (21,9%)
AGB (Mg ha ⁻¹)	-73,68 + (5,58*Hmax) - (0,001*CCH) + (2,61*PA)	0,716	16,1 (19,17%)	-28	0,680	17,4 (20,7%)

Todos os resíduos dos modelos apresentaram distribuição normal e variância constante, atestados pelos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. A multicolinearidade também não foi observada, devido aos valores de VIF médio menores que 10. Os gráficos das regressões entre os valores observados e estimados são apresentados a seguir, bem como a distribuição do RMSE após a validação cruzada de 1000 repetições do DAP médio (Figura 15ab), altura média (Figura 15cd), área basal (Figura 15ef), densidade (Figura 15gh) e AGB (Figura 15ij) são apresentados a seguir.

Figura 15. Gráficos de regressão entre os valores observados e estimados das variáveis florestais por parcela, paralelo ao histograma de distribuição do RMSE obtidos na validação cruzada. (a-b) Dap médio (cm); (c-d) Altura média (m); (e-f) Área basal (m²/ha); (g-h) Densidade de indivíduos (árvores/ha); (i-j) Biomassa (ton/ha).







Após o ajuste dos modelos preditivos de cada variável, os mesmos foram utilizados para espacializar as variáveis de interesse para toda a área de estudo (Figura 16a-e). Como os sistemas são subdivididos, é apresentado o mapa de cada sistema (Figura 16f), bem como a tabela com os valores das médias das variáveis levantadas em campo para cada sistema (Tabela 9)

Figura 16. Espacialização das variáveis estimadas para toda a área de estudo. (a) DAP médio (cm); (b) Altura média (m); (c) Área basal ($m^2 ha^{-1}$); (d) Densidade (árvores ha^{-1}); (e) AGB ($Mg ha^{-1}$); (f) Ortomosaico da área de estudos com os sistemas ILPF e IPF em evidência.

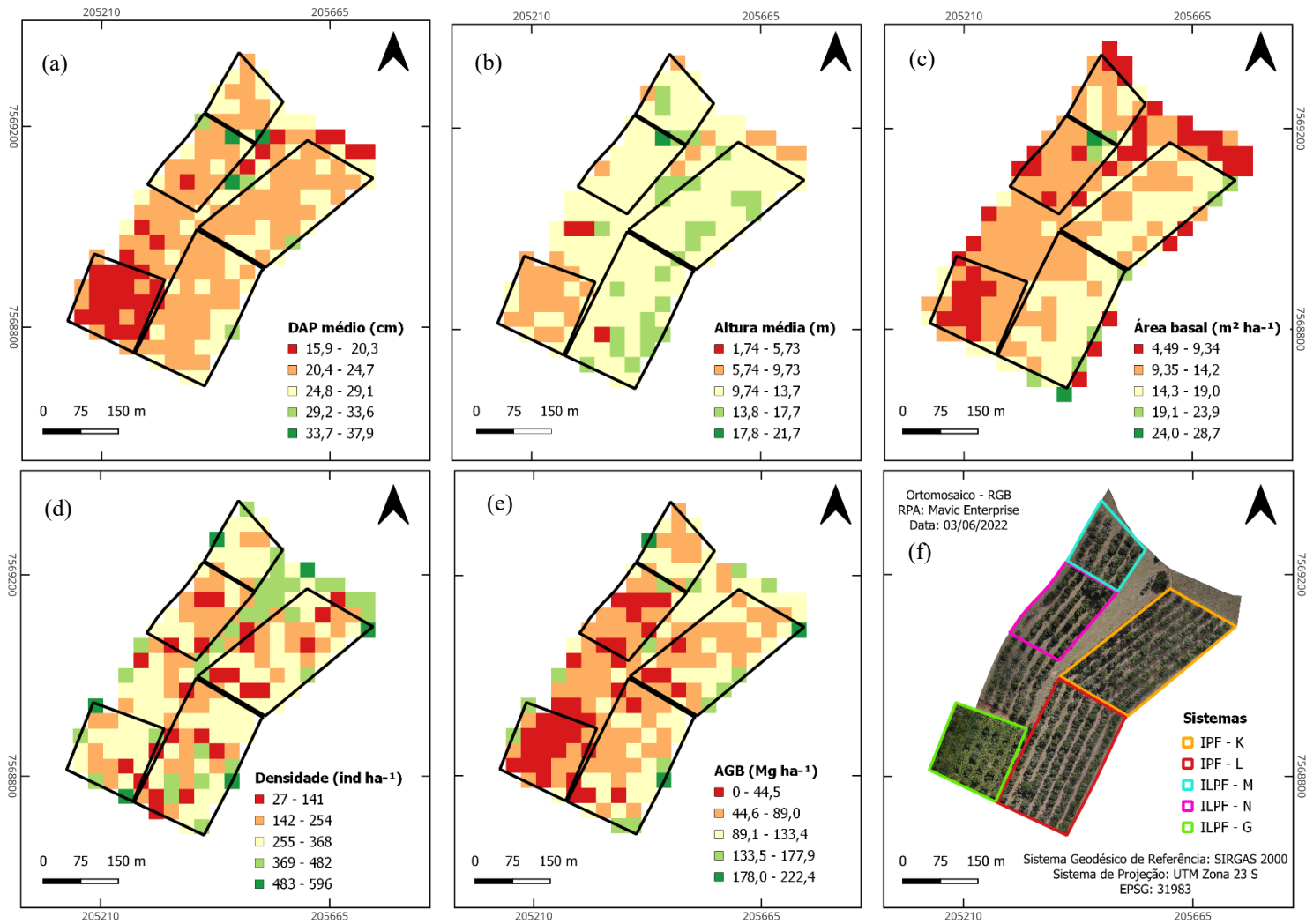


Tabela 9. Média das variáveis amostradas em campo nas seis parcelas pertencentes a cada sistema.

Sistemas	DAP médio (cm)	Altura média (m)	Área basal média (m ² ha ⁻¹)	Densidade (árvores ha ⁻¹)	AGB (Mg ha ⁻¹)
IPF-K	23.0	11.7	16.0	314	102.2
IPF-L	23.1	12.6	13.0	264	80.8
ILPF-M	23.6	12.8	18.9	375	107.0
ILPF-N	24.0	12.0	9.15	159	70.6
ILPF-G	17.7	8.04	11.7	376	60.2

3.4 Discussão

Análise de incerteza na AGB

No presente estudo avaliamos os erros associados à mensuração e ao modelo alométrico, que representaram um erro total médio na estimativa de AGB em campo de cerca de 14%, valor superior aos 10% encontrado por Almeida et al. (2020). Estimando os erros de mensuração e do modelo, Gonçalves et al. (2017) alegam que mesmo que individualmente possam ser considerados pequenos, os erros combinados podem resultar em mais de 30%. Mas, esses erros raramente são repassados nas análises, o que poderia vir a causar falsas aferições acerca dos valores finais de AGB (Almeida et al., 2020).

Analisando os erros individualmente, o presente trabalho apresentou erro de mensuração (σ_D) de 12,8%, enquanto de seleção do modelo (σ_A) foi de 4,8 %. O erro de mensuração foi o dobro quando comparado com outros estudos, em que Almeida et al. (2020) e Gonçalves et al. (2017) obtiveram 6,7 % e 6,4 %, respectivamente. Por outro lado, o de seleção do modelo foi 2% menor do que outros estudos (Almeida et al., 2020; Gonçalves et al., 2017), em que o erro do resíduo também foi menor entre os mesmos autores, que obtiveram 2,6 e 7,5, respectivamente.

Os erros relativamente baixos se deram devido ao georreferenciamento de alta precisão dos quatro vértices das parcelas, concomitante com a agilidade na coleta das informações de

campo e aquisição das informações de sensoriamento remoto, com espaço de tempo de cerca de dois meses. Mas, quando comparado com Almeida et al. (2020) e Gonçalves et al., (2017), os quais coletaram as variáveis em campo e de sensoriamento remoto em um intervalo temporal menor, o presente estudo apresentou maiores erros. O maior erro também pode ser atrelado a equívocos durante a mensuração das métricas em campo.

Produtos da FAD

Os produtos oriundos da FAD foram satisfatórios, em que o DTM representou a realidade topográfica do terreno, enquanto a nuvem de pontos, a altura e arquitetura do dossel dos sistemas integrados (Figuras 12, 13 e 14.). A utilização de GCP's no auxílio do pré-processamento das imagens aéreas contribuiu para a acurácia na geração do DTM (Almeida et al., 2020). Nos eixos x e z observou-se valores baixos. Enquanto no eixo vertical o erro relativamente maior (0,849 m) quando comparado com Almeida et al. (2020), que obtiveram 0,130 m.

A caracterização vertical da vegetação através da FAD é altamente dependente da qualidade do DTM gerado, pois este é utilizado na normalização da nuvem de pontos (White et al., 2016; Kachamba et al., 2016; Almeida et al., 2020). Mesmo com erro relativamente maior no eixo z no momento do processamento das imagens, o DTM gerado expressa satisfatoriamente a realidade do terreno da área de estudo ($R^2 = 0,985$, RMSE = 0,825 m ou 0,097%), resultado próximo ao encontrado por Almeida et al. (2020), o qual obteve RMSE de 1 m ou 4% e R^2 de 0,98.

Gerando um DTM partir da FAD em áreas de cerrado sensu stricto, Queiroz et al. (2023) obtiveram R^2 ajustado de 0,99 e RMSE de 0,4 %, após a validação cruzada. Áreas de cerrado sensu stricto são bastante fragmentadas possibilitando a visão clara do solo, principalmente devido à sua estratificação e baixa estatura (Ribeiro; Walter, 1998), o que proporciona a construção de um DTM altamente fidedigno com a realidade topográfica (White et al., 2016; Kachamba et al., 2016; Almeida et al., 2020).

Portanto, em áreas fragmentadas nas quais é possível a observação do solo, o DTM gerado a partir da FAD tende a ser mais acurado (White et al., 2016; Almeida et al., 2020; Queiroz et al., 2023; Almeida et al., 2025), sendo o caso da presente área de estudo, em que a densidade de árvores é baixa pois são alocadas em renques cercada por forrageiras, possibilitando a verificação do solo. Estudando uma floresta boreal com histórico de perturbação no Canadá, Dietmaier et al. (2019) identificaram que as clareiras necessitam ter ao menos 200 m² para que a caracterização do terreno seja acurada.

Confrontando os dados das alturas dominantes na parcela com o 95º percentil da nuvem de pontos, o presente trabalho obteve um R² de 0,500 e RMSE de 30,38% (4,65 m). Valor esse relativamente pior quando comparado com Almeida et al. (2020), que obteve R² de 0,67 e RMSE de 24,2% (3,00 m), ao confrontar com o percentil 99 da nuvem de pontos. O erro de mensuração da altura encontrado (0,618 m - 5,19 %) também deve ser considerado ao analisar a qualidade dos produtos gerados pela FAD. De acordo com Goodbody; Coops; White (2019) e Almeida et al. (2020), as métricas extraídas do percentil 99 costumam subestimar as alturas das árvores, mas no presente caso observou-se o contrário, em que mesmo extraíndo o percentil 95, as alturas foram superestimadas. Portanto, infere-se que a mensuração em campo possa ter sido subestimada.

Estimativa de AGB via FAD

O modelo desenvolvido para estimativa da AGB apresentou R² de 0,716 e RMSE de 19,17%, com pequenas variações após a validação cruzada, 0,680 e 20,7%, respectivamente, indicando boa capacidade preditiva e baixo erro. O modelo foi composto por três métricas, sendo uma de altura máxima (Hmax) e duas de cobertura de dossel, definidas como *canopy cover height* (CCH) e *profile area* (PA). A biomassa aumenta alometricamente com a altura das árvores (Chave et al., 2014). O CCH refere-se ao total de pontos acima de 1,50 m, mas como o coeficiente foi fraco e negativo, indica mais ramificações finas com menor biomassa no tronco.

A PA foi descrita pela primeira vez por Hu et al. (2019), sendo definida como a área sob o perfil ou curva do percentil de altura, mas no software FUSION/LDV as alturas são normalizadas pelo 99º percentil em vez da altura máxima. Assim, a PA descreve a área total do perfil vertical, portanto, maior PA indica que há uma vegetação mais densa e complexa, onde existem árvores mais robustas com copa mais larga, resultando em uma maior biomassa.

Utilizando o mesmo método para estimar AGB em áreas de mata atlântica secundária, Almeida et al. (2020) utilizaram seis variáveis, sendo quatro delas oriundas da transformada de Fourier (amp 12, amp 13, amp 14 e amp 15), uma de altura (H20) e uma de cobertura de dossel (CC%Hmode), com valores de R^2 e RMSE de 0,870 e 30,6 % após a validação cruzada. A transformada de Fourier foi utilizada para decompor os perfis verticais em 30 frequências, permitindo explorar detalhes mais sutis da estrutura vertical, geralmente omitida pelas métricas tradicionais baseadas em alturas (Treuhaf et al., 2010; Gonçalves, 2014).

Por outro lado, Queiroz et al. (2023) conseguiram modelos mais simples usando métodos similares em áreas de cerrado sensu stricto, com R^2 e RMSE de 0,94 e 16% após validação cruzada, respectivamente, usando duas variáveis de altura (10º e 95º percentis de altura), indicando a importância da vegetação de menor porte (pequenas árvores e arbustos) para as estimativas da AGB neste sistema. A ocorrência de vegetação mais aberta, juntamente com a fragmentação (Ribeiro; Walter, 1998), possibilitou também uma clara visão do solo, possibilitando a construção de DTM preciso a partir de FAD.

Outros estudos mostram que as estimativas da AGB a partir de FAD também apresentam boa precisão quando a construção do DTM é obtida a partir de LiDAR. Por exemplo, D'Oliveira et al. (2021) focaram em áreas que sofreram exploração florestal na Amazônia, utilizando apenas uma variável de altura (95º percentil da nuvem de pontos), com R^2 de 0,750 e RMSE de 15,96%. Fu et al. (2021) estudaram monoculturas de álamo e metasequoia, utilizando três variáveis: uma de altura (75º percentil), uma de cobertura do dossel (D5) e uma de distribuição de Weibull (α), que descreve a distribuição de ramos e folhas. O modelo obteve R^2 de 0,760 e RMSE de 18,81%,

destacando a utilidade de métricas não tradicionais, como a distribuição de Weibull, para capturar a complexidade da estrutura do dossel. Fadil et al. (2024) estudaram uma floresta de *Quercus suber* fragmentada no Marrocos, utilizando três variáveis: uma de altura máxima (Hmax), uma de cobertura do dossel (CCH) e uma de intensidade dos retornos do laser (específica do LiDAR). O modelo obteve R^2 de 0,625, bem abaixo do presente estudo, mas sem menção ao RMSE.

Por fim, Cao et al. (2019) compararam LiDAR e FAD em florestas plantadas de álamo e metasequoia. O modelo do LiDAR incluiu uma variável de altura (95° percentil) e duas de cobertura do dossel (D5 e D9), enquanto o modelo da FAD utilizou uma variável de altura média (Hmean), uma de cobertura do dossel (closed) e uma de distribuição de Weibull (α). O LiDAR obteve R^2 de 0,71 e RMSE de 19,75%, enquanto a FAD alcançou R^2 de 0,65 e RMSE de 21,68%, mostrando que, embora o LiDAR seja superior, a FAD pode produzir resultados comparáveis.

Assim, um aspecto crucial para a obtenção de boas estimativas da AGB é a construção do DTM (White et al., 2016; Kachamba et al., 2016; Almeida et al., 2020). Apesar do LiDAR possibilitar a construção precisa do DTM, sua utilização tem alto custo e, assim, em áreas onde o solo é claramente visível como em florestas fragmentadas, em regeneração ou, como no presente estudo, em áreas de sistemas integrados de produção, a obtenção do DTM a partir de FAD pode ser recomendada, resultando em modelos com precisão e níveis de erro similares àqueles obtidos com LiDAR. Além da utilização de GNSS em modo RTK embarcado na aeronave, tornando a geolocalização mais acurada e reduzindo os erros relativos a posição global, e também reduzindo o custo pois não haveria necessidade de utilização de GCP's.

Estimativa de DAP médio, altura média, área basal e densidade de indivíduos

Dados de inventário florestais são imprescindíveis para avaliação do componente arbóreo dos sistemas integrados de produção, fomentando a tomada de decisão acerca dos manejos a serem realizados, bem como a avaliação do resultado dos manejos realizados (Guerra-

Hernández et al., 2018). Portanto, as estimativas de métricas florestais, desempenham um papel fundamental no planejamento silvicultural (Cao et al., 2019; Fu et al. 2021). Visto isso, o presente trabalho demonstrou grande potencial da RPA-FAD no desenvolvimento de modelos preditivos de DAP médio, altura média, área basal e densidade de indivíduos, além da AGB (Tabela 8).

O modelo preditivo de DAP médio apresentou R^2 e RMSE após a verificação cruzada de 0,540 e 10,3 %, respectivamente. Compreende apenas duas métricas de altura, H020 (pontos acima de 0,20 m do solo) e H40 (40% dos pontos da nuvem abaixo desse limite). Mesmo apresentando R^2 relativamente baixo, o erro também foi considerado baixo, devido a relação próxima entre DAP e altura em florestas plantadas (Fu et al., 2021). Portanto, visto que o modelo compreende somente métricas relacionadas à altura, é esperado que o erro seja reduzido.

Em outros tipos de floresta, pode ser necessário outras métricas para se estimar o DAP com maior precisão. Por exemplo, em áreas de mata atlântica, Almeida et al. (2020) obtiveram R^2 de 0,880 e RMSE de 8,20 % utilizando seis variáveis, sendo uma da transformada de Fourier (amp.06), quatro de altura (HL3, HL4, HLskew e H01) e uma de cobertura de dossel (CC%Hmean). A transformada de Fourier permitiu capturar detalhes sutis da estrutura vertical (e.g., Treuhaft et al.,2010; Gonçalves, 2014), enquanto as métricas de altura e cobertura melhoraram a precisão do modelo. Em plantios de álamo e metasequoia, Cao et al. (2019) encontraram R^2 0,57 e RMSE de 22,52 %, utilizando duas métricas de densidade do dossel (D5 e D7) e uma de volume do dossel (closed); o erro foi bem maior que do presente estudo ainda que o DTM tenha sido gerado a partir de LiDAR. Por outro lado, Fu et al. (2021) trabalhando na mesma área que Cao et al. (2019), obtiveram R^2 de 0,83 e RMSE de 11,87 %, sendo o modelo composto por três métricas, uma de altura (H75) e duas de volume de dossel (*open* e *oligo*). A métrica *oligo*, que descreve o volume de dossel da parte inferior do estrato, permitiu melhorar o ajuste do modelo, considerando que o DAP é uma métrica que se localiza a 1,30 m do solo (Fu et al., 2021).

O modelo preditivo de altura média do presente trabalho apresentou R^2 e RMSE após a validação cruzada de 0,640 e 11,4 %, respectivamente. Compreende duas métricas de altura (Hmean e H01) e uma de cobertura de dossel (CCHmode). O Hmean indica a altura média dos pontos, o H01 representa que 1% dos pontos da nuvem são iguais ou inferiores a esse limite, enquanto o CCHmode representa o total de pontos acima da moda da altura, a partir de 1,5 m. O modelo obteve ajuste pior, mas erro semelhante ao estudo de Cao et al. (2019), em que obtiveram R^2 de 0,850 e RMSE de 12,2%, ajustando um modelo com duas métricas de altura (H25 e H95) e uma de cobertura do dossel (D3). Por outro lado, modelos com melhor ajuste e menor erro foram obtidos por Almeida et al. (2020), utilizando duas métricas da transformada de Fourier (amp.08 e amp.25) e quatro de altura (HLkurt, H01, H05 e H10) e Fu et al. (2021), utilizando uma métrica de altura (H95) e duas de dossel (D7 e α da distribuição de Weibull). Assim, métricas mais complexas podem contribuir para maior precisão e menor erro na estimativa da altura média das árvores.

No presente trabalho, o modelo preditivo de área basal apresentou R^2 e RMSE após a validação cruzada de 0,610 e 21,1%, respectivamente, com duas métricas de altura (H05 e Htotal) e uma de cobertura de dossel (CCHmode). Valores similares foram obtidos nos modelos de Cao et al. (2019), tanto usando FAD ($R^2 = 0,63$, RMSE = 19,2%) como LiDAR (0,66 e 18,4%, respectivamente), ambos utilizando uma métrica de altura e duas métricas de dossel (FAD: Hmean, oligo, α ; LiDAR: H95, D7, D9). Por outro lado, Almeida et al. (2020) obteve melhor explicação (0,89) mas erro similar (22,6%) ao do presente estudo, utilizando quatro métricas, duas de altura (Hmean e H50), uma de cobertura de dossel (CC%Hmean) e uma transformada de Fourier (amp.21).

Finalmente, o modelo preditivo de densidade de indivíduos arbóreos do presente trabalho apresentou $R^2 = 0,60$ e RMSE = 21,9%, com três métricas de altura (H05, H10 e Htotal) e uma de cobertura de dossel (CC%Hmode). Novamente, os valores foram similares aos modelos de Cao et al. (2019), sendo que o FAD ($R^2 = 0,52$ e RMSE = 25,8%) incluiu três métricas de

cobertura do dossel (D3, D7 e oligo), enquanto o LiDAR ($R^2 = 0,58$ e $RMSE = 24,3\%$) incluiu uma métrica de altura (H95) e duas de dossel (D5 e D9). Da mesma forma, Almeida et al. (2020) obteve melhores resultados ($R^2 = 0,94$ e $RMSE = 25,8\%$) com um modelo mais complexo, incluindo uma métrica da transformada de Fourier (amp.06), três de altura (Hskew, HMADmode e H60) e duas de cobertura do dossel (HCRR e CC%Hmean).

Estes resultados indicam que em geral, a RPA-FAD mostrou-se uma alternativa viável ao LiDAR para estimativas das variáveis de estrutura florestal, com resultados comparáveis em muitos casos. Além disso, os resultados destacam a importância de considerar as particularidades de cada tipo de floresta e uso do solo ao desenvolver modelos preditivos. Por exemplo, em florestas plantadas, a relação entre DAP e altura foi mais direta, resultando em menores erros. Já em florestas nativas, como a Mata Atlântica, a inclusão de métricas que capturam detalhes sutis da estrutura vertical possibilitou melhorar a precisão dos modelos. Assim, diferentes métodos podem ser mais efetivos dependendo do ecossistema considerado e, no caso de sistemas integrados de produção, os métodos usados no presente estudo foram efetivos para se obter informações sobre a estrutura e biomassa da vegetação.

3.5 Conclusão

Neste estudo avaliamos a geração de produtos oriundas da FAD, bem como a extração e estimativa de métricas florestais em áreas de ILPF e IPF, compostos por espécies arbóreas nativas sob diferentes manejos. A FAD se mostrou uma ótima opção para geração de produtos como DTM e nuvem de pontos em áreas de ILPF e IPF. Com isso, não há necessidade de se utilizar tecnologia LiDAR para a geração desses produtos em áreas de ILPF e IPF, pois o método que utiliza sensores ativos ainda é considerado de alto custo, onerando a atividade.

Através das métricas extraídas da nuvem de pontos geradas pela FAD, foi possível ajustar modelos para estimativa de DAP médio, altura média, área basal, densidade de indivíduos e AGB. Os modelos se mostraram satisfatórios, de acordo com os resultados de RMSE e R^2 obtidos após a validação cruzada, compreendendo tipos e números de métricas diferentes entre si. Ressalta-se

que os modelos obtidos no presente trabalho são exclusivos da área de estudo, portanto, recomenda-se que para cada área de interesse seja gerado um modelo exclusivo.

Esse método permite o acesso rápido a informações do componente arbóreo para os gestores florestais, subsidiando a tomada de decisão dos gestores florestais, acerca da necessidade de realização de manejos florestais, bem como a avaliação de manejos já realizados. É importante ressaltar que a propagação das incertezas acerca da biomassa estimada alometricamente em campo fomenta a confiabilidade no resultado.

Como produto, a espacialização das métricas florestais para mapear a área de interesse, onde não houve mensuração das métricas florestais, possibilita a observação de tendências como maior incremento de biomassa, gerando maior sequestro de carbono. Mas, para melhor desenvolvimento do método em áreas de ILPF e IPF, sugere-se que novos estudos sejam realizados em áreas com maiores amplitudes de elevação do terreno, bem como a inserção de novas métricas, como observado nos estudos citados. Ressalta-se que para a adição de novas métricas como a transformada de Fourier, é necessário a utilização de softwares e algoritmos diferentes daqueles utilizados no presente estudo. Muitas vezes esses softwares são pagos, se distanciando do paradigma aplicado, que é simplificar e desonerar o procedimento de extração e estimativa de métricas florestais, pois foi utilizado somente softwares abertos ao público.

3.6 Referências Bibliográficas

ALMEIDA, A. et al. Estimating Structure and Biomass of a Secondary Atlantic Forest in Brazil Using Fourier Transforms of Vertical Profiles Derived from UAV Photogrammetry Point Clouds. **Remote Sensing**, v. 12, n. 21, p. 1-25, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12213560>

ALMEIDA, A. et al. Individual Tree Detection and Qualitative Inventory of a Eucalyptus sp. Stand Using UAV Photogrammetry Data. **Remote Sensing**, v. 13, n. 18, p. 1-21, 2021. <https://doi.org/10.3390/rs13183655>

ALMEIDA, D. R. A. et al. Remote sensing approaches to monitor tropical forest restoration: Current methods and future possibilities. **Journal of Applied Ecology**, v. 62, n. 2, p. 188-206, 2025. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14830>

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

ANAC - AGÊNCIA NACIONAL DE AVIAÇÃO. **Requisitos Gerais para aeronaves não tripuladas de uso civil**. Brasília, 2023. <https://www.anac.gov.br/assuntos/legislacao/legislacao-1/rbha-e-rbac/rbac/rbac-e-94>

ASNER, G. P. & MASCARO, J. Mapping tropical forest carbon: Calibrating plot estimates to a simple LiDAR metric. **Remote Sensing of Environment**, v. 140, p. 614-624, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.09.023>

BASKERVILLE, G. L. Use of Logarithmic Regression in the Estimation of Plant Biomass. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 2, n.1, p. 49-53, 1972. <https://doi.org/10.1139/x72-009>

BASYUNI, M. et al. Aboveground biomass and carbon stock estimation using UAV photogrammetry in Indonesian mangroves and other competing land uses. **Ecological Informatics**, v. 77, p. 1-11, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102227>

BASYUNI, M. et al. Mangrove aboveground biomass estimation using UAV imagery and a constructed height model in Budeng–Perancak, Bali, Indonesia. **Ecological Informatics**, v. 86, p. 1-12, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2025.103037>

BERNARDI, A. C. C. et al. Spatial variability of soil fertility in an integrated crop livestock forest system. **Advances in Animal Biosciences**, v. 8, n. 2, p. 590–593, 2017. <https://doi.org/10.1017/s2040470017001145>

BROWN, S. **Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forest: A Primer**. FAO: Rome, 1997, 55 p. Disponível em: <https://www.fao.org/4/w4095e/w4095e00.htm>. Acesso em: 02 jul 2024.

BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. Biomass Estimation Methods for Tropical Forests with Applications to Forest Inventory Data. **Forest Science**, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989. <https://doi.org/10.1093/forestscience/35.4.881>

BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A. **Principles of Geographical Information Systems**. New York: Oxford University Press, 1998.

CALDERANO FILHO, B. et al. **Os solos da Fazenda Canchim, Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste, São Carlos, SP: levantamento semidetalhado, propriedades e potenciais**. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS; São Carlos: Embrapa-CPPSE, 1998. 95 p.

Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/335880/os-solos-da-fazenda-canchim-centro-de-pesquisa-de-pecuaria-do-sudeste-sao-carlos-sp-levantamento-semidetalhado-propriedades-e-potenciais>. Acesso em: 10 jul. 2022.

CAO, L. et al. Comparison of UAV LiDAR and Digital Aerial Photogrammetry Point Clouds for Estimating Forest Structural Attributes in Subtropical Planted Forests. **Forests**, v. 10, n. 2, p. 1-26, 2019. <https://doi.org/10.3390/f10020145>

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. 1 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2014. 5 v. <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/305634>

CHAMBERS, J. Q. et al. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. **Forest Ecology Management**, v. 152, n. 1-3, p. 73-84, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00591-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00591-0)

CHAVE, et al. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 Neotropical tree species. **Ecological Applications**, v. 16, n. 6, p. 2356-2367, 2006. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2356:RAPVOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2356:RAPVOW]2.0.CO;2)

CHAVE, J. et al. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. **Philosophical Transactions of The Royal Society of Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 409 – 420, 2004. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1425>

CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>

CHAVE, J. et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, p. 87-99, 2005. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>

D'OLIVEIRA, M. V. N. et al. Impacts of selective logging on Amazon forest canopy structure and biomass with a LiDAR and photogrammetric survey sequence. **Forest Ecology and Management**, v. 500, p. 1-12, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119648>

DANDOIS, J. P.; ELLIS E. C. Remote Sensing of Vegetation Structure Using Computer Vision. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p. 1157 – 1176, 2010. <https://doi.org/10.3390/rs2041157>

DIETMAIER, A. et al. Comparison of LiDAR and Digital Aerial Photogrammetry for Characterizing Canopy Openings in the Boreal Forest of Northern Alberta. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 1-22, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11161919>

ELTNER, A., & SOFIA, G. (2020). Structure from motion photogrammetric technique. **Developments in Earth Surface Processes**, v. 23, p. 1-24, 2020. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64177-9.00001-1>

FADIL, S. et al. Modeling and spatialization of biomass and carbon stock using unmanned Aerial Vehicle Lidar (Lidar-UAV) metrics and forest inventory in cork oak forest of Maamora. **Regional Science Policy & Practice**, v. 16, n. 11, p. 1-8, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.rspp.2024.100127>

FU, X. et al. Assessment of approaches for monitoring forest structure dynamics using bi-temporal digital aerial photogrammetry point clouds. **Remote Sensing of Environment**, v. 255, p. 1-15, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112300>

GONÇALVES, F. et al. Estimating Aboveground Biomass in Tropical Forests: Field Methods and Error Analysis for the Calibration of Remote Sensing Observations. **Remote Sensing**, v. 9, n. 1, p. 1-23, 2017. <https://doi.org/10.3390/rs9010047>

GONÇALVES, F. G. **Vertical Structure and Aboveground Biomass of Tropical Forests from Lidar Remote Sensing**. 2014. (Doctorship in Forest Science) – Forest Ecosystems and Society, Oregon State University, Corvallis, 2014. https://ir.library.oregonstate.edu/concern/graduate_thesis_or_dissertations/1n79h9029

GOODBODY, T. R. H.; COOPS, N. C.; WHITE, J. C. Digital Aerial Photogrammetry for Updating Area-Based Forest Inventories: A Review of Opportunities, Challenges, and Future Directions. **Current Forestry Reports**, v. 5, p. 55-75, 2019. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00087-2>

GUERRA-HERNÁNDEZ, J. et al. Comparison of ALS- and UAV(SfM)-derived high-density point clouds for individual tree detection in Eucalyptus plantations. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 15-16, p. 5211-5235, 2018. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1486519>

HOUGHTON, R. A.; HALL, F.; GOETZ, S. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 114, n. G2, p. 1-13, 2009. <https://doi.org/10.1029/2009JG000935>

HU, T. et al. A simple and integrated approach for fire severity assessment using bi-temporal airborne LiDAR data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 78, p. 25-38, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.01.007>

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. v. 4. Japan: IPCC, 2006.

KACHAMBA, D. J. et al. Biomass Estimation Using 3D Data from Unmanned Aerial Vehicle Imagery in a Tropical Woodland. **Remote Sensing**, v. 8, n. 11, p. 1-18, 2016. <https://doi.org/10.3390/rs8110968>

KACHAMBA, D. J. et al. Influence of Plot Size on Efficiency of Biomass Estimates in Inventories of Dry Tropical Forests Assisted by Photogrammetric Data from an Unmanned Aircraft System. **Remote Sensing**, v. 9, n. 6, p. 1-15, 2017. <https://doi.org/10.3390/rs9060610>

LEGENDRE, P; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. New York: Elsevier, 2012.

MCGAUGHEY, R.J. FUSION/LDV: Software for LiDAR Data Analysis and Visualization. Version 4.61. Washington: USDA/Forest Service/PNRS, 2024. Disponível em: <http://forsys.cfr.washington.edu/fusion/fusionlatest.html>

MITAS, L.; MITASOVA, H. Spatial Interpolation. *In*: LONGLEY, P.; GOODCHILD, K. F., MAGUIRE, D. J.; RHIND, D. W. (Eds). **Geographical Information Systems: Principles, Techniques, Management and Applications**. New York: Wiley, 1999, p. 481-492.

MOHAN, M. et al. Individual Tree Detection from Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Derived Canopy Height Model in an Open Canopy Mixed Conifer Forest. **Forests**, v. 8, n. 9, p. 1-17, 2017. <https://doi.org/10.3390/f8090340>

MONTGOMERY, D. C.; PECK, E. A.; VINING, G. G. **Introduction to linear regression analysis**. 5 ed. New York: Wiley & Sons, 2012.

NICODEMO, M. L. F. et al. Growth of native trees in two agroforestry systems. **Revista Árvore**, v. 40, n. 4, p. 639-648, 2016. <https://doi.org/10.1590/0100-67622016000400007>

OTA, T. et al. Aboveground Biomass Estimation Using Structure from Motion Approach with Aerial Photographs in a Seasonal Tropical Forest. **Forests**, v. 6, n. 11, p. 3882-3898, 2015. <https://doi.org/10.3390/f6113882>

PEZZOPANE, J. R. M. et al. Microclimate and soil moisture in a silvopastoral system in southeastern Brazil. **Bragantia**, v. 74, n. 1, p. 110–119, 2015. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.0334>

PICARD, R. R.; COOK, R. D. Cross-Validation of Regression Models. **Journal of the American Statistical Association**, v. 79, n. 387, p. 575-583, 2012. <https://doi.org/10.2307/2288403>

PIX 4D INCORPORATION. **Pix4D Mapper**, Version 4.8.4. 2023. Disponível em: <https://www.pix4d.com/product/pix4dmapper-photogrammetry-software/>

QUEIROZ, R. F. P. Estimation of Aboveground Biomass Stock in Tropical Savannas Using Photogrammetric Imaging. **Drones**, v. 7, n. 8, p. 1-15, 2023. <https://doi.org/10.3390/drones7080493>

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing. Version. 4.3.1**. Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. Fitofisionomias Do Bioma Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (eds.). **Cerrado: Ambiente e Flora**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 1998. p. 89-166.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília: Embrapa, 2018. 531 p. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1094003>

SOARES, C. P. B.; NETO, F. P.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e Inventário Florestal**. 2 ed. Viçosa: Editora Viçosa, 2011.

SOUSA JUNIOR, J. G. et al. Modelos espectrais terrestres e orbitais na determinação de teores de atributos dos solos: potencial e custos. **Bragantia**, v. 70, n. 3, p. 610-621, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052011000300017>

SPRIGGS, R. A. et al. An Alternative Approach to Using LiDAR Remote Sensing Data to Predict Stem Diameter Distributions across a Temperate Forest Landscape. **Remote Sensing**, v. 9, n. 9, p. 1-18, 2017. <https://doi.org/10.3390/rs9090944>

TANG, L. & SHAO, G. Drone remote sensing for forestry research and practices. **Journal of Forestry Research**, v. 26, p. 791-797, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11676-015-0088-y>

TONINI, H.; MAGALHÃES, C. A. S.; NETO, A. L. F. Technical thinning age of eucalyptus trees grown in crop-forest integration systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, p. 1-9, 2019. <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2019.v54.00648>

TREUHAFT, R. N. et al. Biomass estimation in a tropical wet forest using Fourier transforms of profiles from lidar or interferometric SAR. **Geophysical Research Letters**, v. 37, n. 23, p. 1-5, 2010. <https://doi.org/10.1029/2010GL045608>

TURNER, D.; LUCIEER, A.; WATSON, C. An automated technique for generating georectified mosaics from ultra-high resolution Unmanned Aerial Vehicle (UAV) imagery, based on Structure from Motion (SfM) point clouds. **Remote Sensing**, v. 4, n. 5, p. 1392–1410, 2012. <https://doi.org/10.3390/rs4051392>

WESTOBY, M. J. et al. “Structure-from-Motion” photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. **Geomorphology**, v. 179, p. 300–314, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.021>

WHITE, J. C. et al. Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 42, n. 5, p. 619 - 641, 2016. <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1207484>

YE, N.; VAN LEEUWEN, L.; NYKTAS, P. Analysing the potential of UAV point cloud as input in quantitative structure modelling for assessment of woody biomass of single trees. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 81, p. 47 – 57, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.05.010>

ANEXO I

A ordem cronológica de produção agrícola e adubações realizadas nos sistemas M e N são descritas a seguir: **i) sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) (dezembro 2007 - abril 2008)** – Adubação de base – N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹, Ca: 990 kg ha⁻¹, Mg: 495 kg ha⁻¹, Zn: 4 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 100 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹; **ii) rebrota do sorgo (abril 2008 – setembro 2008)** - Sem fertilização e incorporado ao solo; **iii) milho (*Zea mays* L.) (novembro 2008 – março 2009)** – Adubação de base - N: 28 kg ha⁻¹, P: 98 kg ha⁻¹, K: 161 kg ha⁻¹, Ca: 450 kg ha⁻¹, Mg: 225 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 80 kg ha⁻¹, P: 20 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹, S: 24 kg ha⁻¹; **iv) feijão guandu (*Cajanus cajan* cv. Mandarin) (abril 2009 – setembro 2009)** – P: 36 kg ha⁻¹; K: 30 kg ha⁻¹; **v) sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) (janeiro 2010 – maio 2010)** – Adubação de base - N: 30 kg ha⁻¹, P: 60 kg ha⁻¹, K: 90 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 100 kg ha⁻¹, P: 25 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹, Zn: 30 kg ha⁻¹; **vi) milho (*Zea mays* L.) (novembro 2010 – março 2011)** - Adubação de base - N: 47 kg ha⁻¹, P: 4,7 kg ha⁻¹, K: 47 kg ha⁻¹, Ca: 750 kg ha⁻¹, Mg: 375 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 125 kg ha⁻¹, K: 125 kg ha⁻¹; **vii) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (abril 2011 – agosto 2011)** – Adubação de base com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K: 48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; **viii) milho (*Zea mays* L.) (novembro 2011 – março 2012)** – Adubação de base - N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 120 kg ha⁻¹, P: 30 kg ha⁻¹, K: 120 kg ha⁻¹; **iv) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (abril 2013 – agosto 2013)** – Adubação de base com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K: 48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; **x) milho (*Zea mays* L.) (janeiro 2014 – abril 2014)** – Adubação de base - N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 100 kg ha⁻¹, P: 25 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹; **xi) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (maio 2014 – setembro 2014)** – Adubação de base com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K: 48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; **xii) milho (*Zea mays* L.) (outubro 2014 – fevereiro 2015)** – Adubação de base - N: 40 kg ha⁻¹, P: 140 kg ha⁻¹, K: 80 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura - N: 100 kg ha⁻¹, P: 25 kg ha⁻¹, K: 100 kg ha⁻¹; **xiii) aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (abril 2015 – agosto 2015)** – Adubação de base

com - N: 24 kg ha⁻¹, P: 84 kg ha⁻¹, K: 48 kg ha⁻¹; Adubação de cobertura – N: 20 kg ha⁻¹; Após o último cultivo de aveia em 2015, não houve adubação na área até 2022, quando foram realizadas as amostragens.

ANEXO II

As pastagens entre as faixas de árvores nos sistemas K e L receberam a seguinte fertilização anual de manutenção até o ano de 2022: **2008** – N: 48 kg ha⁻¹, P: 30,6 kg ha⁻¹, K: 51 kg ha⁻¹, Ca: 72 kg ha⁻¹, Mg: 36 kg ha⁻¹; B: 0,54 kg ha⁻¹, Cu: 0,24 kg ha⁻¹, Mn: 0,6 kg ha⁻¹, Zn: 2,7 kg ha⁻¹, S: 0,3 kg ha⁻¹; **2009** – N: 97,6 kg ha⁻¹, P: 24,4 kg ha⁻¹, K: 97,6 kg ha⁻¹; **2010** – N: 55 kg ha⁻¹; **2011** – N: 146,4 kg ha⁻¹, P: 36,6 kg ha⁻¹, K: 146,4 kg ha⁻¹; **2012** - sem adubação; **2013** – N: 65,66 kg ha⁻¹, P: 17,19 kg ha⁻¹, K: 56,88 kg ha⁻¹; **2014** - N: 65,66 kg ha⁻¹, P: 17,19 kg ha⁻¹, K: 56,88 kg ha⁻¹; **2015** - N: 65,66 kg ha⁻¹, P: 17,19 kg ha⁻¹, K: 56,88 kg ha⁻¹; **2016** – sem adubação; **2017** – N: 20,8 kg ha⁻¹, P: 5,2 kg ha⁻¹, K: 20,8 kg ha⁻¹; **2018** - N: 7,02 kg ha⁻¹, P: 1,75 kg ha⁻¹, K: 7,02 kg ha⁻¹; **2019** - N: 18,48 kg ha⁻¹, P: 4,62 kg ha⁻¹, K: 18,48 kg ha⁻¹; **2020** – N: 90 kg ha⁻¹; **2021** - N: 90 kg ha⁻¹; **2022** – sem adubação.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo foi possível concluir que a inserção do componente arbóreo em sistemas integrados (ILPF e IPF) promovem alteração positiva nos parâmetros químicos e físicos do solo. Podem promover aporte de MO e redução da compactação, e quando aliado a práticas conservacionistas, como incorporação da biomassa no solo e não revolvimento do solo, o aporte de MO é ainda maior, regulando a relação C:N do solo. Portanto, sistemas integrados de produção que aplicam manejos sustentáveis, promovem a manutenção da saúde do solo, ao invés de práticas de criação extensivas, podendo se equiparar a remanescentes florestais.

Os sistemas estudados não apresentaram diferenças significativas nos estoques de carbono da AGB, inferindo que os sistemas integrados podem alocar o equivalente de carbono de um remanescente florestal relativo à sua biomassa viva. Mesmo que o restauro e o remanescente florestal apresentassem diferenças na estrutura da vegetação em relação aos sistemas integrados, como maior densidade de árvores de menor porte, concomitante com maior área basal, os sistemas integrados de produção compensaram essa diferença com maior porte das árvores e homogeneidade.

A falta de manejo pode prejudicar seriamente os sistemas integrados, como observado no ILPF-G, em que houve alta mortalidade de árvores, reduzindo o estoque de carbono oriundo da AGB. Desbastes também pode reduzir o estoque de carbono da AGB, mas por outro lado, reduzem a competição entre indivíduos arbóreos fomentando seu desenvolvimento, além de promover a diversificação de renda dos produtores. Portanto, a relação da porcentagem de desbaste versus o incremento do carbono da AGB ao decorrer dos anos, devem ser levados em conta na tomada de decisão, priorizando o melhor cenário para o produtor. Visto isso, estudos futuros para avaliar a real contribuição dos desbastes no incremento da AGB são de extrema importância para definição das porcentagens de retirada de indivíduos arbóreos.

O uso da FAD na obtenção de métricas florestais se mostrou satisfatória no ILPF e IPF. Portanto, é possível reduzir os gastos com inventário florestal utilizando a FAD, desde que haja

fragmentação na vegetação, para que os produtos gerados por ela sejam acurados e possam refletir a realidade da área de estudo. Visto isso, não há necessidade de utilização da tecnologia LiDAR, promovendo o acesso a baixo custo para produtores rurais de tecnologias capazes de estimar as métricas florestais de interesse, principalmente a AGB. A utilização de GNSS em modo RTK embarcado na aeronave também pode vir a contribuir para a redução dos custos, devido a ausência de necessidade de alocação de GCP's.

Por fim, o acesso rápido a informações do componente arbóreo para os gestores florestais, subsidiando a tomada de decisão acerca da necessidade de realização de manejos florestais, bem como a avaliação de manejos já realizados, é de extrema importância para o sucesso dos sistemas integrados. Ressalta-se a importância da propagação das incertezas acerca da biomassa estimada alometricamente em campo, fomentando a confiabilidade no resultado final.

Os resultados do presente estudo contribuem para melhor entendimento de como diferenças na gestão de sistemas de produção integrados influenciam a qualidade do solo e os processos de sequestro de carbono acima e abaixo do solo. De modo geral, a gestão de adequada de sistemas como ILPF e IPF contribuem para a maior sustentabilidade das atividades pecuárias, contribuindo para a recuperação de solos degradados e para a redução da pegada de carbono destas atividades. Assim, estas técnicas de produção contribuem para o desenvolvimento econômico e sustentabilidade das atividades agropecuárias.